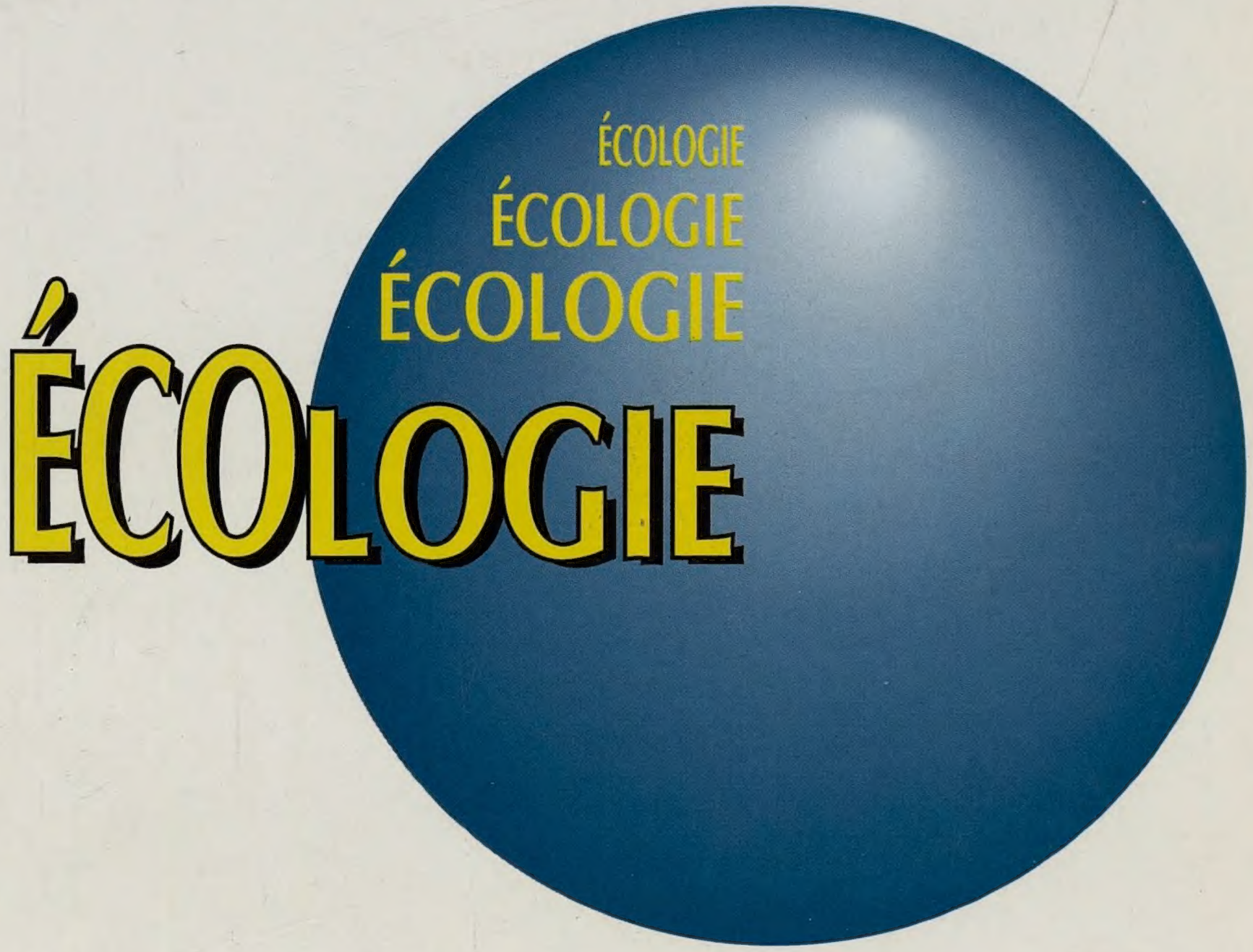
Pr 3835

Revue Trimestrielle
Tome 30 – Fascicule 1
Mars 1999



SOCIÉTÉ FRANÇAISE D'ÉCOLOGIE

Association reconnue d'utilité publique

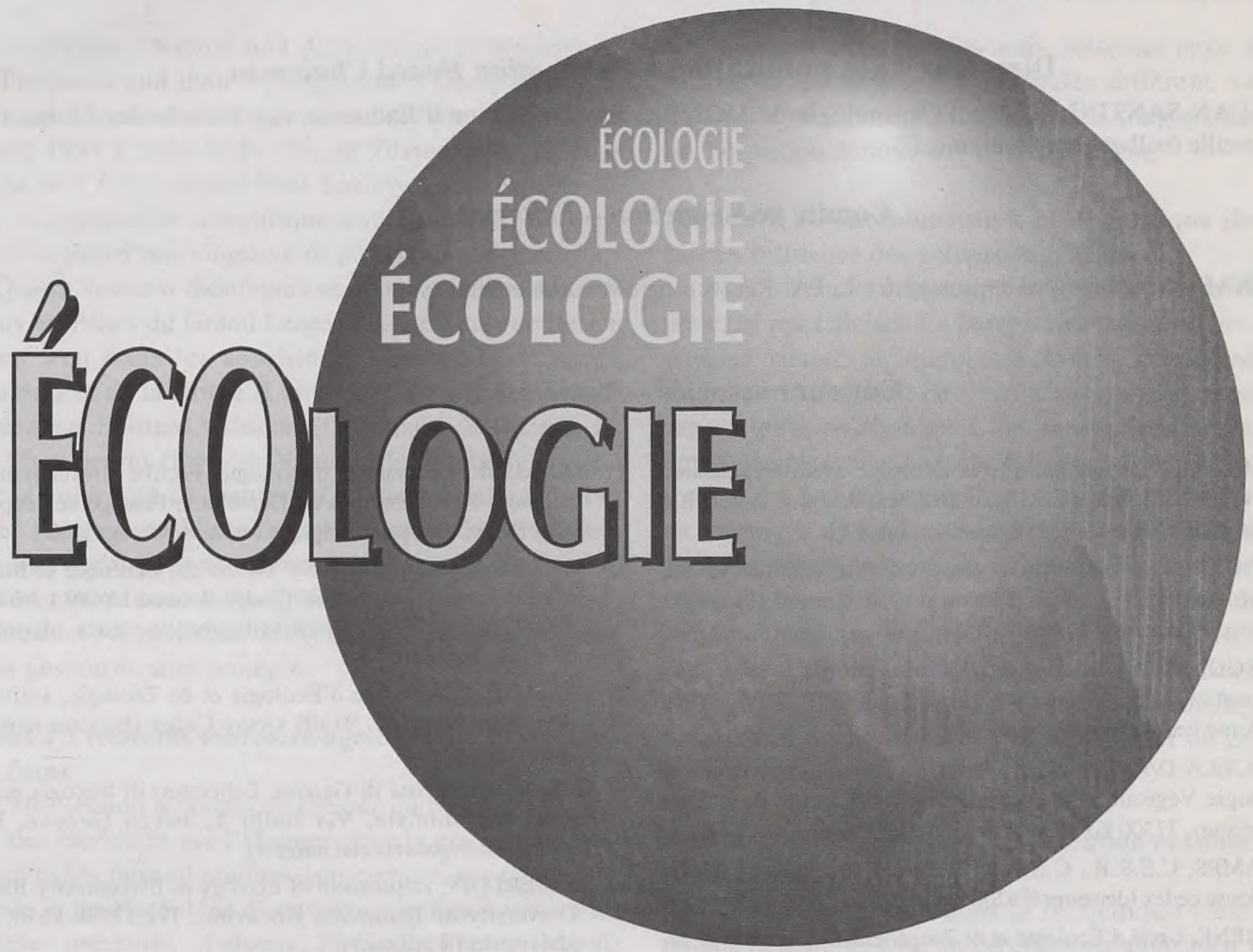
ISSN 1259-5314

3 FEV. 2000

Source : MNHN

Source : MNHN

Revue Trimestrielle
Tome 30 – Fascicule 1
Mars 1999



BIBL. DU MUSÉUM PARIS

SOCIÉTÉ FRANÇAISE D'ÉCOLOGIE

Association reconnue d'utilité publique

ISSN 1259-5314

Bibliothèque Centrale Muséum
3 3001 00099080 3
Source : MNHN

ÉCOLOGIE

REVUE DE LA SOCIÉTÉ FRANÇAISE D'ÉCOLOGIE

Http // home.worldnet.fr/ecologie/

COMITÉ ÉDITORIAL – *EDITORIAL BOARD*

Éditeur – *Editor*

P. SILAN, CNRS (UPR 9060), Station Méditerranéenne de l'Environnement Littoral, Université Montpellier II, 1 Quai de la Daurade, 34200 Sète (silan.sfe@univ-montp2.fr).

Directeur de la publication – *Publication Board Chairman*

D. BELLAN-SANTINI, Centre d'Océanologie de Marseille, Station Marine d'Endoume, rue Batterie des Lions, 13007 Marseille (bellan@com.univ-mrs.fr).

Comité de Rédaction – *Editorial staff*

R. BARNABÉ (rbarnabe@univ-montp2.fr), L. PALKA (écologie@worldnet.fr).

Éditeurs associés – *Associate Editors*

M. BARBERO, Biosystématique et Écologie Méditerranéenne, Université de Provence, case 461 bis, Avenue Escadrille Normandie Niemen, 13397 Marseille Cedex 13.

B. BERTHET, Service d'écotoxicologie, CNRS/Université de Nantes, 1 rue Gaston Veil, B.P. 53508, 44035 Nantes Cedex 01 (amiard@sante.univ-nantes.fr)

F. BLASCO, ICIV - Institut de la Carte Internationale de la Végétation - 13, avenue du Colonel Roche, BP. 4403, 31405 Toulouse cedex (francois.blasco@cict.fr).

J.P. CANCELA DA FONSECA, Université Paris 7, Laboratoire de Biologie Végétale et d'Écologie Forestière, route de la Tour Dénecourt, 77300 Fontainebleau (jorge.cancela@wanadoo.fr).

H. DECAMPS, C.E.R.R., C.N.R.S. 29 rue Jeanne Marvig, 31055 Toulouse cedex (decamps@o200.cemes.fr).

M. DUFRENE, Unité d'Écologie et de Biogéographie, Université catholique de Louvain, Croix du Sud, 5 B - 1348 Louvain-la-Neuve, Belgique (m.dufrene@mrw.wallonie.be).

B. ELKAIM, Laboratoire d'Hydriobiologie, Université Pierre et Marie Curie, 12 rue Cuvier, 75005 Paris.

S.I. GHABBOUR, Département des Ressources Naturelles, Université du Caire, Giza, Égypte.

M. LANGLAIS, Laboratoire de Mathématiques Appliquées de Bordeaux, B.P. 26, U.F.R. M.I.2S. Université Victor Segalen Bordeaux 2, 33076 Bordeaux Cedex France (michel.langlais@mi2s.u-bordeaux2.fr).

F. MALAISSE, Laboratoire d'Écologie, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Passage des déportés, 2B - 5030 Gembloux, Belgique (malaisse@fsagx.ac.fr).

D. PONTIER, UMR CNRS 5558 "Biométrie, Génétique et Biologie des Populations", Université Claude Bernard LYON 1, 43 Bd du 11 novembre 1918, 69622 Villeurbanne Cedex (dpontier@biomserv.univ-lyon1.fr)

F. RAMADE, Laboratoire d'Écologie et de Zoologie, Université Paris-Sud, Bât. 442, 91405 Orsay Cedex (francois.ramade@ibaic.u-psud.fr).

G. RELINI, Universitá di Genova, Laboratori di biologia marina, Ecologia animale, Via Balbi 5, 16126 Genova, Italie (sibmzool@igecuniv.cisi.unige.it).

D. SIMBERLOFF, Department of Ecology & Evolutionary Biology, University of Tennessee, Knoxville, TN 37996-1610, USA (dsimberloff@utk.edu).

B. SOUCHIER, Laboratoire de Biologie Alpine, Université J. Fourier, B.P. 53X, 38041 Grenoble Cedex.

P. TREHEN, Station Biologique de Paimpont, 35380 Plélan-le-Grand (paul.trehen@univ-rennes1.fr).

M. TREMOLIERES, CEREG ULP / CNRS ERS 1747, Laboratoire de Botanique et Ecologie végétale, Université Louis Pasteur, Institut de Botanique, 28 rue Goethe, 67083 Strasbourg Cedex (tremolieres@geographie.u-strasbg.fr).

M. USHER, Scottish Natural Heritage, 2 Anderson Place, Edinburgh, EH6 5NP, Scotland, U.K.

Association Loi 1901 - reconnue d'utilité publique - ISSN 1259-5314 – TVA : FR 34 32 60 85 263 - SIRET 32 60 852 63 00019

Source : MNHN

NATURAL AND AGRICULTURAL ECOSYSTEMS IN PEATLANDS AND THEIR MANAGEMENT

Ecosystèmes de tourbière et activités agricoles

Saint-Malo, 25 au 29 août 1997

Le colloque "Natural and Agricultural Ecosystems in Peatlands and their Management" (Écosystèmes de tourbière et activités agricoles) s'est déroulé du 25 au 29 août 1997 à Saint-Malo (Ille et Vilaine, France), sous l'égide de l'International Peat Society (Commission 3). Cette manifestation scientifique a réuni environ 70 personnes venues d'une vingtaine de pays du monde entier.

Quatre sessions théoriques se sont déroulées pendant 2 jours au Palais du Grand Large et les sessions de terrain ont eu lieu dans les tourbières des Monts d'Arrée (Finistère) et de la Brière (Loire atlantique). Elles ont été pilotées par Bernard Clément (Université de Rennes 1), Jean-Marc hervio (Espaces Naturels de France) et Lionel Visset (Université de Nantes). Les visites de terrain ont permis notamment de rencontrer des agriculteurs participants aux mesures agri - environnementales financées par l'Union européenne ainsi que des gestionnaires, Parcs régionaux et Associations de Protection de la Nature assurant la gestion de sites protégés.

Session 1 : relations tourbière-agriculture : passé, présent, futur

Cette session a permis de dresser un bilan des utilisations des tourbières par l'Homme pour la production agricole en usage intensif comme dans certains pays d'Europe centrale et du Nord. Une discussion a eu lieu à travers les exemples présentés : Pologne, Finlande, France (Marais du Cotentin) et Indonésie. Les utilisations agricoles intensives ont débouché sur la disparition de grandes étendues de tourbières en Europe centrale et du Nord, à l'heure actuelle de nombreuses tourbières tropicales sont détruites. Des pratiques extensives comme le pâturage se mettent en place en Europe de l'Ouest dans un but de conservation de l'écosystème.

Session 2 : utilisations spécifiques de la tourbe et des tourbières

Les problèmes de l'eau, de la fertilité de la tourbe, de l'utilisation des produits de son hydrolyse, de son efficacité comme substrat hors sol ont été évoqués. Des questions fondamentales par rapport à la ressource et sa renouvelabilité ont été soulevées mais, selon les pays, les utilisations et les techniques culturales diffèrent. Les politiques d'aménagement n'intègrent pas toujours des objectifs de gestion durable de l'environnement.

Session 3 : Fonctionnement et dynamique des tourbières, influence des activités agricoles

Cette session a regroupé le plus de communications orales et par affiches. La comparaison de résultats obtenus en sites naturels et anthropisés favorise la compréhension du fonctionnement et de l'évolution de l'écosystème. Les aspects physico-chimiques, les interactions organismes - environnement tourbeux ont été développés. Le volet historique n'a pas été négligé car sa prise en compte permet de retracer la dynamique ancienne de certains sites, que ce soit en Europe, en Afrique ou en Amérique du Nord. En effet, divers organismes constituent de bons indicateurs (Thécamoebiens par exemple) de l'évolution fine du régime hydrique d'une tourbière. Les communications ont souligné l'effort de la communauté scientifique vers l'étude des processus de décomposition et du compartiment microbien.

Session 4 : Réhabilitation, restauration et conservation des tourbières

C'est une session dont la thématique s'est en fait manifesté tout au long de ce colloque aussi bien lors des communications en salle que lors des visites de sites. Des moyens de gestion modernes peuvent être mis en place pour utiliser la tourbière sans que l'on stoppe le processus de tourbification. Le maintien du régime hydrique est fondamental et s'oppose de ce fait à une utilisation intensive (engins surdimensionnés dont l'usage implique le drainage incompatible avec la pérennité de l'écosystème). Les expériences de ré - habilitation et de restauration ont été confrontées. Les travaux de réimplantation de *Sphagnum,* les remises en eau pour revitaliser la tourbière, l'usage du pâturage extensif pour maintenir la diversité des tourbières eutrophes sont autant de techniques aujourd'hui utilisées pour essayer de dégager des principes utiles à la biologie de la conservation des tourbières.

BIBL. DU MUSÉUM PARIS

Source : MNHN

Ce colloque n'aurait pu avoir lieu sans le soutien financier du Conseil Régional de Bretagne (Conseil de la Recherche), du Ministère de l'Environnement (D.G.A.D.-S.R.A.E.), de l'Université de Rennes 1 (U.F.R. "Sciences de la Vie et de l'Environnement"), de l'Unité mixte de recherche du C.N.R.S. "Ecobio" et du Centre d'Études et de Recherches sur les Écosystèmes du Massif Central et leur Aménagement.

Nous remercions les Parcs Régionaux Naturels de Brière et des Monts d'Arrée, la Fédération Centre Bretagne Environnement et la Société pour l'Étude et la Protection de la Nature en Bretagne d'avoir facilité l'organisation des journées d'excursion.

André-Jean FRANCEZ
Université de Rennes 1

COMITÉ D'ORGANISATION

Président : André-Jean FRANCEZ (Université de Rennes 1)

Excursions : Bernard CLÉMENT (Université de Rennes 1) ; Jean-Marc HERVIO (Espaces Naturels de France) ; Lionel VISSET (Université de Nantes)

Membres assistants : Alexandre BUTTLER (Université de Neuchâtel) ; Fatima LAGGOUN-DEFARGE ; Anne-Marie MOLLET (Université Blaise Pascal/Clermont-Ferrand)

Gestion professionnelle du congrès : Sophie Pellé & Nathalie Ruaux (Palais du Grand Large, Saint-Malo)

Secrétariat : Nathalie Josselin, Marie-Paule Briand, Mireille Clément (Université de Rennes I)

COMITÉ SCIENTIFIQUE

J.-M. GOBAT (Prof.) (Neuchâtel, Switzerland) ; P. ILNICKI (Prof) (Poznan, Poland) ; M. ILOMETS (Tallinn, Estonia) ; V.N. KRESHTAPOVA (Moscow, Russia) ; M. MYLLYS (Jokioinen, Finland) ; J. NALLY (Tullamore, Ireland) ; L.-M. RIVIERE (Angers, France) ; B. SETIADI (Jakarta, Indonesia) ; J. STEWART (Prof.) (Manitoba, Canada) ; J. TOUFFET (Prof.) (Rennes, France) ; H. VASANDER (Helsinki, Finlande) ; B. WARNER (Waterloo, Canada) ; B.L. WILLIAMS (Aberdeen, United Kingdom) ; S. ZAIKO (Minsk, Bielorussia) ; J. ZEITZ (Berlin, Germany)

Source : MNHN

COMMUNICATIONS

Session 1 : Peatlands and agriculture relationships: past, present, future - *Tourbières et agriculture : passé, présent, futur*

- Peatland utilization in Finland (M. Myllis, Finland)
- Relationships between grazing and histosols functioning in the Cotentin marshlands (Lower Normandy, France) (A. Laplace-Dolonde & E. Launay France)
- Peatland utilization in middle-west Poland (P. Ilnicki, Poland)

Session 2 : Specific agricultural uses of peat and peatlands - *Utilisations spécifiques de la tourbe et des tourbières en agriculture*

- Improving fertility of tropical peat by mixing with volcanic ash (B. Sietadi, Indonesia)
- Effects of water content on the wettability of peats (J.-C. Michel *et al.*, France)
- Cultivation of edible mushroom on peat (A.M. Martin, Canada)
- Preparation of peat to stimulate productivity of cattle (Gryban *et al.*, Ukraine)
- Use of peat hydrolysis products in poultry farming (L. Stepchenko *et al.*, Ukraine)

Session 3 : Functioning and evolution of peatlands, influence of agricultural uses - *Fonctionnement et évolution de l'écosystème tourbière, influence des activités agricoles*

Physical and chemical properties, *Propriétés physico-chimiques*

- Nature and degradation mode of organic matter in Tritivakely peaty marsh (Madagascar). Application to environmental reconstruction during the last 2300 years (F. Laggoun-Défarge *et al.*, France)
- Nitrogen - phosphorus interactions in peat (B.L. Williams *et al.* U.K.)
- Characterization of peats from histosols disturbed by different human impacts (drainage, agriculture, peat extraction) (Ph. Grosvernier *et al.* Switzerland)
- Natural and agricultural geochemical peat landscapes of Russia (V. N. Kreshtapova & V.G. Mathukina, Russia)
- Enzymological properties of a Romanian eutrophic peatland under agricultural use (D. Pasca & S. Kiss, Romania)

Interface betweeen organisms and environment, *Interface êtres vivants - milieu physico-chimique*

- Recent change in a degraded raised bog in southern Ontario, Canada (B. Warner & B. Nagy, Canada)
- New clues to the understanding of effects of nitrogen deposition in peatland ecosystems (A. Buttler *et al.*, Switzerland)
- Effects of long term extensive and intensive mowing on the C-N microbial compartment in the peat of a fen (L. Thuillier & A.-J. Francez)
- Effects of glyphosate on carbon mineralization in disturbed peatlands (J.M. Stewart & R.E. Wheatley, Canada)
- Response of *Sphagna* to elevated N deposition and CO_2 (J. Jauhiainen *et al.*, Finland)
- Managed fens: N and C mineralization and biotic structures (J. Petal, Poland)
- Long term effects of extensive and intensive mowing on the microbial communities of a fen (D. Gilbert *et al.*, France)

Session 4 : Rehabilitation, restoration and conservation - *Réhabilitation, restauration et conservation*

- *Analyse assistée par ordinateur pour gérer le niveau de la nappe phréatique d'une tourbière cultivée (O. Nalenz, Germany)*
- Conservation of fens by regulation of soil water conditions (T. Brandyk *et al.*, Poland)
- Decision matrix for protection and activating soil functions of fens - developed for the conditions of Brandenburg (East Germany) (J. Zeitz, Germany)
- Effects of pionneer species colonizing post-harvested peatlands on *Sphagnum* establishment (S. Boudreau & L. Rochefort, Canada)
- Vegetation patterns around tussocks of *Eriophorum vaginatum* L. in bare peat in Southern Finland (E.-S. Tuittila *et al.*, Finland)
- String-and-flarks mire complexes as a model for the restoration of a bog in the Swiss Alps (Ph. Grosvernier & Y. Matthey, Switzerland)
- Trafficability of fens under conditions of their protection and appropriate use - introduction to a project (A. Prochnow A. *et al.*, Germany)
- Le programme "Life Tourbières de France": analyse de quelques expériences de gestion conservatoire de milieux tourbeux avec les agriculteurs riverains (J.-M. Hervio, France)
- Quelques exemples de gestion concertée de tourbières du piémont pyrénéen (J.-M. Parde & J. Pujos, France)
- Gestion et protection des tourbières du sud du Massif central français (G. Briane, France)

Les articles issus de ce colloque, soumis pour publication et acceptés selon les normes habituelles, sont ceux présentés dans ce fascicule de la revue ECOLOGIE

Source : MNHN

LISTE DES PARTICIPANTS AU COLLOQUE

ALEXANDRE Daniel-Yves
O.R.S.T.O.M.
5, rue Carbone
F-45000 Orléans, France
Fax : +33238499500

BARRE Véronique
Ministère de l'Environnement
D.G.A.D.-S.R.A.E.
20, avenue de Ségur
F-75032 Paris 07 SP, France
Fax : +33142191771

BAUDRY Jacques
I.N.R.A.-S.A.D.
Route de Saint-Brieuc
F-35000 Rennes, France
Fax : +33299287220

BERNARD Jean-Yves
Parc Naturel Régional de Brière
177, Ile de Fédrun
F-44720 Saint-Joachim, France
Fax : +33240916058

BLOND Cyrille
Société pour l'Etude et la Protection de la Nature en Bretagne
10bis, boulevard de Stalingrad
F-44000 Nantes, France
Fax : +33240290679

BOUDREAU Stéphanie
Centre de recherches nordiques
Université Laval
Sainte-Foy, Québec
G1K 7P4 Canada

BOULET Annie
Parc Naturel Régional de Brière
177, Ile de Fédrun
F-44720 Saint-Joachim, France
Fax : +33240916058

BRANDYK Tomasz
Warsaw Agricultural University
ul. Nowoursynowska 166
02-787 Warsaw, Polska

BRIAND Marie-Paule
Université de Rennes 1
U.M.R.-C.N.R.S. n° 6553 "Ecobio"
Service d'Ecologie végétale
Campus de beaulieu
F-35042 Rennes cedex, France
Fax : +33299281626

BURTON Rodney
Soil Survey and Land Research Center
Cranfield University
Silsoe, Bedfordshire
MK45 4TDU, United Kingdom

BUTTLER Alexandre
Laboratoire d'Ecologie Végétale et de Phytosociologie
Rue Emile-Argand 11
CH-2007 Neuchâtel 7, Suisse

CLÉMENT Bernard
Université de Rennes 1
U.M.R.-C.N.R.S. "Ecobio" n° 6553
Service d'Ecologie végétale
Campus de Beaulieu
F-35042 Rennes cedex, France

DAVIES Theophilus
SES Moi University
P.O. Box 3900
Eldoret, Kenya

DELBOY Maryline
Direction Départemental de l'Agriculture et de la Forêt de Corrèze
Cité administrative Jean Montalat
19011 Tulle cedex, France
Fax : +33555218165

DEMENTJEVA Tatjana
Siberian Institute of Peat
P. Box 787-Tomsk 50
Gagarin street, 3
634050 Tomsk, Russia
Fax : +73832234301

DIQUÉLOU Sylvain
Université de Rennes 1
Service d'Ecologie végétale
Campus de Beaulieu
F-35042 Rennes cedex, France

FRANCEZ André-Jean
Université de Rennes 1
U.M.R.-C.N.R.S. "Ecobio" n° 6553
Campus de Beaulieu
F-35042 Rennes cedex, France

GILBERT Daniel
Université Blaise Pascal (Clermont-Ferrand II)
Laboratoire d'Hydrobiologie
UPRES-A 6023
Campus des Cézeaux
F-63177 Aubière cedex, France

GUILLET Bernard
Université d'Orléans
U.R.A.-C.N.R.S. 724
B.P. 6759
F-45067 Orléans cedex 2, France

GUILLON Louis-Marie
Parc Naturel Régional d'Armorique
2, rue du cimetière
F-29580 Le Faou, France

GROSVERNIER Philippe
Natura
Le Sancy 17
CH-2722 Les Reussilles, Suisse

HERVIO Jean-Marc
Espaces Naturels de France
32, bd. A. Martin
F-45000 Orléans, France
Fax : +33238810655

HUBAUD Marie
Observatoire Départemental de l'Environnement du Morbihan
13bis, rue Olivier de Clisson
56000 Vannes, France
Fax : +33297478952

ILNICKI Piotr
Agricultural University
ul. Dabrowskiego 159
60-594 Poznan, Polska
Fax : +48061794812

JAUHIAINEN Jurki
University of Joensuu
Department of Biology
P.O. Box 111
Fin-80101 Joensuu, Finland

KALLAS Rein
Ministry of the Environment
24, Toompuiestee
EE0100 Tallinn, Estonia
Fax : +3726262801

KRESHTAPOVA Vera
V.V. Moknchaev Soil Institute
Pyzhevsky Lane 7
109017 Moscow, Russia
Fax : +7952926511

LAGGOUN-DÉFARGE Fatima
Université d'Orléans
U.R.A.-C.N.R.S. 724
B.P. 6759
F-45067 Orléans cedex 2, France

LAPLACE-DOLONDE Arlette
Université de Lyon 2
U.M.R.-C.N.R.S. Environnement
5, av. P. Mendès France
BP 11
F-69676 Bron cedex, France

LAUNAY Emmanuelle
Université de Caen
GEOPHEN
F-14032 Caen cedex, France

Source : MNHN

MANNEVILLE Olivier
Université J. Fourier Centre de Biologie alpine - Domaine Universitaire de Saint - Martin d'Hères, BP 53
F-38041 Grenoble, France
Fax : +33476514463

MARTIN Antonio
Memorial University of Newfoundland
Department of Biochemistry
A1B3X9 St. John's
Newfoundland, Canada

MEADE Roger
English Nature
2nd Bullring House Northgate
WFI 3BJ Wakerfield West Yorkshire
United Kingdom
Fax : +441924201507

MICHEL Jean-Charles
ENSH-ENITHP
2, rue Le Nôtre
F-49045 Angers cedex 1, France

MITCHELL Edward
University of Neuchâtel
Lab. Ecologie Végétale et Phytosociologie
Rue Emile Argand 11
CH-2007 Neuchâtel, Suisse

MYLLYS Merja
Agricultural Research Center of Finland
FIN-31600 Jokioinen, Finland

NALENZ Olaz
Universitat Greisswald, Botanisches Institut - Grimmenstr., 88
D-17487 Greifswald, Deutschland

PARDE Jean-Michel
Association Recherche Environnement Midi Pyrénées (AREMIP)
1, boulevard du Général de Gaulle
F-31800 Saint Gaudens, France
Fax : +33561794557

PASCA Daniela
Biological Research Institute
Str. Republicii Nr. 48
3400 Cluj-Napoca, Romania

PETAL Joanna
Institute of Ecology P.A.S.
Dziekanow Lesny n. Warsaw
O5-092 Lomianki, Polska

PUJOS José
Association Recherche Environnement Midi Pyrénées (AREMIP)
1, boulevard du Gal de Gaulle
F-31800 Saint-Gaudens, France
Fax : +33561794557

REGIMBEAU Catherine
Université de Rennes 1
UM.R.-C.N.R.S. "Ecobio" n° 6553
Service d'Ecologie végétale
Campus de Beaulieu
F-35042 Rennes cedex, France
Fax : +33299281626

RIVIERE Louis-Marie
INRA Station d'Agronomie
42, rue Georges Morel
BP 57
F-49071 Beaucouzé, France

SALENIUS Miju
International Peat Society
Kuokkalantie, 4
Fin-40420 Jyska, Finland

SCHWERDTFEGER Georg
E.N.S.A. AM Tannenmoor 34
D-29556 Suderburg, Deutschland
Fax : +4958267540

SETIADI Bambang
Tropical Peat Research Centre
BPP Teknologi
10340 Jakarta, Indonesia

STEWART John M.
University of Manitoba
Department of Botany
R3T2N2 Winnipeg, Canada

STEPCHENKO Liliya
State Agrouniversity
Voroshilova street, 25
320027 Dniepropetrovsk, Ukraine
Fax : +380562455357

TONNIS Wim
Veldkamp /I.P.S.-NL
Borgerbrink, 58
NL-7812 ND Emmen
The Netherlands
Fax : +31591648198

TOUFFET Jean
Université de Rennes 1
UM.R.-C.N.R.S. "Ecobio" n° 6553
Service d'Ecologie végétale
Campus de Beaulieu
F-35042 Rennes cedex, France
Fax : +33299281626

THUILLIER Laurence
Université de Rennes 1
UM.R.-C.N.R.S. "Ecobio" n° 6553
Service d'Ecologie végétale
Campus de Beaulieu
F-35042 Rennes cedex, France
Fax : +33299281626

VASANDER Harri
Department of Forest Ecology
University of Helsinki
P.O. Box 24
Fin-00014 Helsinki, Finland

VISSET Lionel
Université de Nantes
U.M.R.-C.N.R.S. n° 6566
"Paléoenvironnements atlantiques"
2, rue de la Houssinière
F-44322 Nantes cedex, France
Fax : +33240374964

WARNER Barry
Wetlands Research Centre
Environmental Studies Building 1
200 University ave. W.
N2L3G1 Waterloo, Ontario, Canada

WILLIAMS Berwyn
Macaulay Land Use Research Institute
Craigiebuckler
AB 15 8QH Aberdeen
United Kingdom

ZAMOUN Nadia
Service d'Ecologie végétale
Université de Rennes 1
Campus de Beaulieu
F-35042 Rennes cedex, France
Fax : +33299281626

Dr ZEITZ Jutta
Humboldt Universität
Landwirtschafslich-Gartnerische Fakültat
Invalidenstr., 42
D-10115 Berlin, Deutschland
Fax : +493015632570

Source : MNHN

Source : MNHN

Écologie, t. 30 (1) 1999 : 9-12

PEATLAND UTILIZATION IN MID-WESTERN POLAND

Piotr ILNICKI

Department of Environmental Protection and Management, Agricultural University, 60-594 Poznan, ul. Dabrowskiego 159, Poland, Pologne (e-mail : ilnickip@au.poznan.p)

SUMMARY
(original scientific paper)

In mid-western Poland, wetland is found on 8.93% of the area. Peatland and wetland on mineral soils occupy 50% each of that area. About one half of the wetland lies in two large ice marginal valleys with different degrees of drainage, following the morphology of the valley. On the lakeland, comparatively small areas of wetland consist mainly of peatland. On the southern part of Wielkopolska Lowland, within the older glaciation, peatland makes up only about 27% of wetland. In the wetlands, 48 nature reserves exist and 76 new ones are planned to be created in the future. Then, nature reserves will occupy 6.5% of wetlands, i.e. 0.6% of the region.

KEY WORDS: Peatland utilization - Poland.

RÉSUMÉ
(travail original)

L'UTILISATION DES TOURBIERES DANS LE MOYEN-OUEST POLONAIS
En Pologne occidentale, les marais occupent 8.93% de la surface. Tourbières et marais sur substrats minéraux occupent chacun 50% de cette surface. La moitié environ des marais se situe dans deux grandes vallées marginales glaciaires drainées à différents degrés, et suivent la morphologie de la vallée. Dans le pays des lacs, les petites surfaces de marais consistent essentiellement en tourbières. Dans la partie méridionale de Wielkopolska, et pour une période de glaciation plus ancienne, les tourbières ne représentent que 27% des zones humides. 48 réserves naturelles existent actuellement dans les marais, et il est prévu d'en créer 76 nouvelles. Dans le futur, ces réserves devraient concerner 6.5% des marais et 0.6% de la région.

MOTS CLÉS : Utilisation des tourbières - Pologne.

INTRODUCTION

The objective of this paper is to present the actual utilization of peatlands and wetlands in the mid-western part of Poland. The analysis of this material permits definition the degree of landscape drainage, and wetlands endangerment and helps to elaborate programs of regional protection of the most valuable and typical objects.

METHODS

The mid-western part of Poland, an area of 34,000 km^2 , includes two great ice marginal valleys, three lake districts, one lowland and one small upland. The analysis has been carried out in existing physico-geographic units. The lowland is situated to the south of the final glaciation borderline. In the years 1991 - 1994, a map of wetlands in 1:100 000 scale was developed. The map shows the location of peatlands, wetlands on mineral soils, the peatland types, groups of vegetation communities, moisture degree and the range of the existing and planned nature protection (Ilnicki, 1995, 1996). On the basis of this map the distribution and the area of wetland and peatland have been determined. The degree of their drainage and the actual land utilization are presented on the basis of the vegetation communities found there.

Source : MNHN

RESULTS

The location of physico-geographic macroregions (KONDRACKI, 1994) shows two ice marginal valleys running evenly with parallel latitude (FIG. 1). Between them and south from them, there is a great lakeland. In the south, there is a small upland and a flat lowland. The distribution of fens, transitional bogs, raised bogs and wetland on mineral soils is presented in table I. Wetlands on mineral soils (4.76%) cover nearly the same area as wetlands on peatland (4.17%). Together, they occupy 300,126 ha, i.e., 8.93% of the region. Transitional and raised bogs are very small and make only 0.5% of wetlands in the region. About 50% of wetlands are found in ice marginal valleys; 65,450 ha are in the lowland and upland. Only 3.12 to 4.98% of the lake district is covered by wetland.

Peatland occurs on the area of 138,681 ha. Almost one half of this area developed in the Torun-Eberswalde ice marginal valley. It consists mostly of a deep (3 m) peat layer with calcareous gyttja underneath, creating a large compact fen. The lakelands are dominated by small peatlands, generally located in narrow river valleys and in terrain hollowings of different depths. Among raised and transitional peatlands, there is a definite domination of small (below 10 ha) deposits, the most dense being in the Lubusz Lakeland.

Wetland on mineral soils occurs in the ice marginal valleys. The Torun - Eberswalde ice marginal valley (29.8% of wetland) is definitely less drained than the Warta-Odra ice marginal valley (12% of wetland). This kind of wetland constitute the greatest part (73%) of the wetland of Southern Wielkopolska Lowland.

Groups of vegetation communities on the peatland (TAB. II) show the kind of land utilization. Most of the drained peatland (68%) is used as grassland (*Molinietalia, Arrhenatheretalia*). Forest and shelter belts occupy about 11% of the peatland. On a relatively large area (about 17%),

TABLE I.– Wetland and peatland in physico-geographic units.
Des marais et des tourbières dans les régions physico-graphiques.

Macroregion (name and number in decimal system)		Wetland total *Marais* (ha)	Share in macroregion area %		Peatland area (ha)			Wetland on mineral soils (ha)
			wetland	peattand	fen	transitional bog	raised bog	
315.3. Toruñ-Eberswalde Ice Marginal Valley		128 203	29.81	14.32	60 996	9	602	66 596
315.4. Lubusz Lakeland,		16 508	3.12	1.83	9 421	150	105	6 832
315.5. Wielkopolska Lakeland		53 779	4.67	3.08	35 403	38	10	18 328
315.6. Warta-Odra Ice Marginal Valleya		25 130	12.01	3.20	6 660	20	0	18 450
315.7. Zielona Góra Heights		8 540	6.09	3.92	5 480	0	10	3050
315.8. Leszno Lakeland		11 056	4.98	2.63	5 831	0	0	5 225
318.1. Southern Wielkopolska Lowland		56 910	8.39	2.26	14 890	378	42	41 600
Total	ha	300 126	–	–	138 681	595	769	160 081
	%	100.00	8.93	4.17	46.2	0.2	0.3	53.3

Source : MNHN

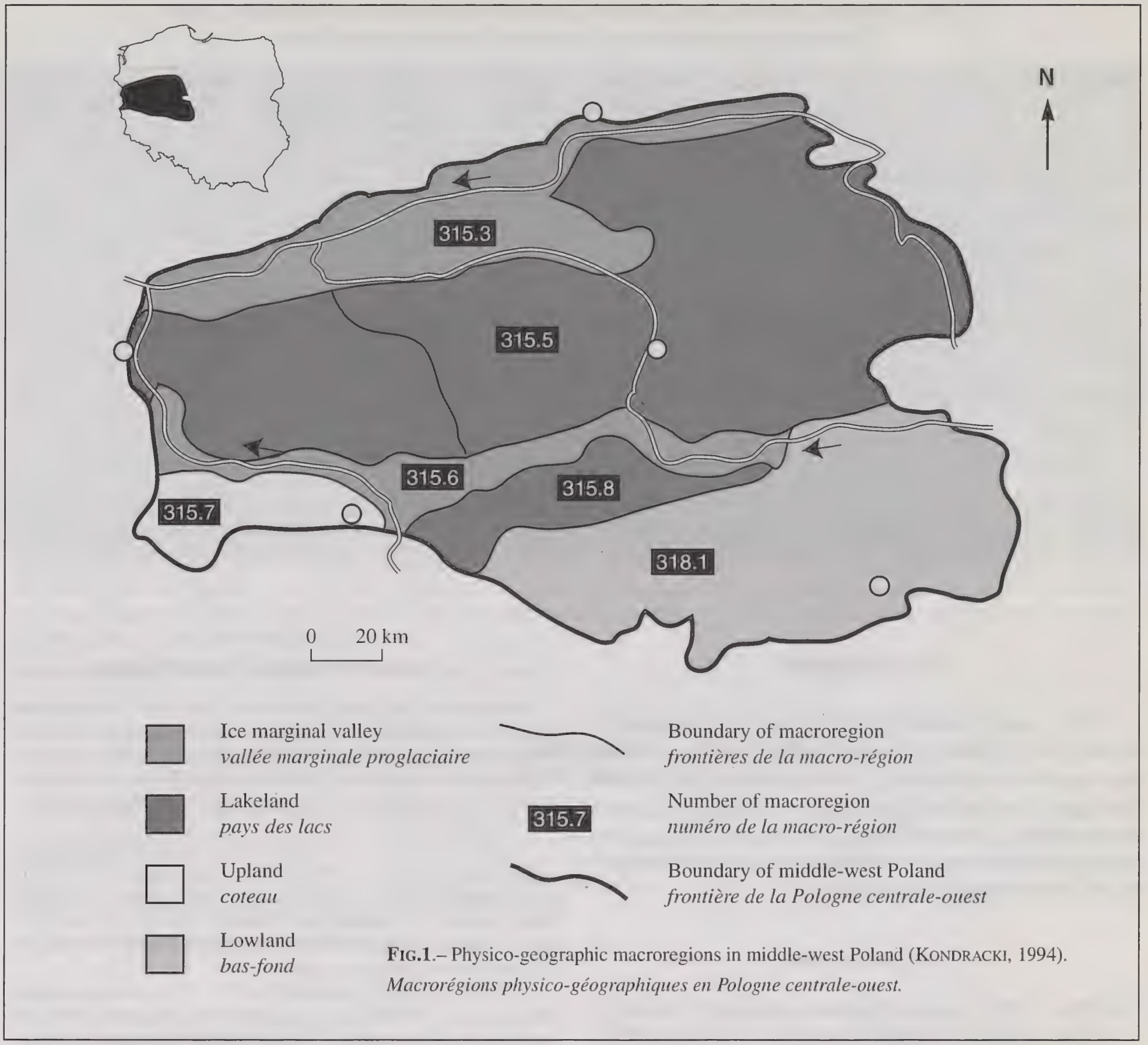


FIG.1.– Physico-geographic macroregions in middle-west Poland (KONDRACKI, 1994).
Macrorégions physico-géographiques en Pologne centrale-ouest.

rushes (*Phragmitetalia)* - 3.79% and sedge communities (*Caricetum fuscae-Caricetalia davallianae* and *Magnocaricetalia*) - 9.14% occur. With the *Sphagnum* cover of *Scheuch-zerietalia palustris* and *Sphagnetalia magellanici* (0.28%) and a part of forest, the undrained wetlands occur in about 25% of wetlands. This is rather a high percentage in a region with low precipitation (500 mm/year), intensive agriculture and high population density.

Undrained peatland occurs mainly in lakeland, and not in the ice marginal valleys. Peatlands which are most intensively drained are covered by grass communities from the *Arrhenatheretalia* order, occupying less than 14% of the peatland. The above numerical data indicate that the comparatively high ground water level protects the organic matter of peat against a too quick mineralization.

Wetlands on mineral soils are utilized in over 75% as meadows and pastures. The remaining area is covered most frequently by forests and rush, reed and sedge communities.

In the wetland of this region, 48 nature reserves exist and 76 new ones will be created in the future. Together, they will cover an area of about 19,600 ha, i.e., 0.6% of the region. Nature reserves are distinctly concentrated in the western part, particularly in the Lubusz and Wielkopolska Lakeland macroregions. The greatest number incorporates tracts of fens (67) and wetland on mineral soils (26). There is also an unexpected high number of transitional bogs (21) and raised bogs (10), which are under protection. Nature reserves tend to be small, and now they usually do not occupy more than 15 ha.

Source : MNHN

TABLE II.– Generalized groups of plant communities (%) on peatland in the middle-west region of Poland.
Communautés des plantes sur les tourbières (%) en Pologne centrale-ouest.

Macroregion	Phragmitetalia	Magnocaricetalia	Caricetalia fuscae Caricetalia davallianae	Scheuchzerietalia palustris	Sphagnetalia magel lanici	Molinietalia	Arrhenatheretalia	Forest *Forêt*
Toruñ-Eberswalde Ice Marginal Valley,	2.07	5.77	9.04	0.03	0.18	53.58	23.45	5.88
Lubusz Lakeland	3.44	8.11	11.88	0.78	0.93	55.87	1.94	17.05
Wielkopolska Lakeland,	6.10	10.50	8.12	0.06	0.02	53.58	5.90	15.72
Warta-Odra Ice Marginal Valley	4.64	8.68	8.53	0	0	57.64	7.93	12.58
Zielona Góra Heights,	8.93	5.46	11.29	0	0.36	53.38	0	20.58
Leszno Lakeland	5.69	14.49	11.59	0	0.46	57.67	2.92	7.18
Southern Wielkopolska Lowland,	2.68	7.71	8.72	0.05	0.05	53.62	13.96	13.21
Total region	3.79	7.83	9.14	0.09	0.19	54.10	13.97	10.89
- Ice marginal valleys,	2.26	5.89	8.76	0.02	0.16	55.23	21.33	6.35
- Lakeland	5.54	10.51	9.23	0.19	0.25	54.48	4.81	14.99
Total ha	5312	10.972	12.806	122	263	75.759	19.565	15.246

CONCLUSIONS

The above results indicate a close relationship between the distribution, type of wetland and the dominating vegetation communities, covering them in the geomorphological and anthropopressure conditions. The actual representation, size and distribution of the existing wetland nature reserves are not sufficient. About 25% of wetlands in this region is not drained.

BIBLIOGRAPHY

ILNICKI, P., 1995.– Mokradla Pojezierza Lubuskiego (in polish). In: *Torfoznawstwo w badaniach naukowych i praktyce*. IMUZ Falenty, 80-88.

ILNICKI, P., 1996.– Wetlands and grasslands in the Poznañ region. In: Characterization and valuation of wetlands and grasslands in Poland in aspect of natural environment protection. Inst. for Land Reclam. and Grassland Farming, IMUZ Falenty, Warszawa, 38-47.

ILNICKI, P., 1996.– Wetlands in the Poznañ region of Poland. 10th Int. *Peart Congress, Bremen*, 2: 488-496.

KONDRACKI, J., 1994.– *Geografia fizyczna Polski* (in polish). PWN Warszawa, 464 p.

VERSION FRANÇAISE ABRÉGÉE

Les objectifs de cet article sont de présenter les utilisations actuelles des tourbières et zones humides du centre-ouest de la Pologne, une région agricole à forte densité de population, de définir l'intensité de drainage et des menaces qui pèsent sur ces écosystèmes et, enfin, d'envisager l'élaboration de programmes régionaux de gestion et de protection.

Le travail a été mené sur la base d'unités physico-géographiques couvrant une surface de 34000 km^2. Une cartographie au 1/100000^e a été établie entre 1991 et 1994. Le document regroupe les informations suivantes : localisation des différents types de tourbières et de zones humides, végétation, degré d'humidité et nature des mesures de protection existantes et à venir.

Les différents écosystèmes de tourbières et de marais occupent une surface de 138681 ha. Les tourbières de transition et les haut-marais ne représentent que 0,5 % de l'ensemble des zones humides, les sites étant en général d'une superficie inférieure à 10 ha avec une forte densité dans la région des lacs de Lubusz. La plupart des zones humides se trouvent dans d'anciennes vallées glaciaires, la moitié des tourbières se localisant dans la vallée de Torun - Eberswalde.

Le drainage concerne 75 % des zones humides de Pologne centrale-ouest. L'impact du drainage dans la vallée de Torun-Eberswalde (30 % de l'ensemble des zones humides de la région) est moins important que dans celle de Watra-Odra qui possède néanmoins encore 12 % de sa surface en zones humides.

La plupart des tourbières drainées sont transformées en prairies (68 %), en forêts (11 %), environ 17 % évoluent en jonçaies. Les sphagnaies sont peu représentées (0,3 %).

Il existe 48 réserves naturelles et il est prévu d'en créer 76 nouvelles, ce qui représenterait globalement 1960 ha, soit 0,6 % de la surface de la région considérée. Le plus grand nombre de réserves concerne les bas-marais (67) et les marais sur sol minéral (26). Les tourbières de transitions protégées sont au nombre de 21 alors que seuls 10 haut-marais le sont. La surface moyenne des réserves dépasse rarement 15 ha.

Source : MNHN

Écologie, t. 30 (1) 1999 : 13-17

EFFECTS OF WATER CONTENT ON THE WETTABILITY OF PEATS

Jean-Charles MICHEL[1], Louis-Marie RIVIERE[1] and Marie-Noëlle BELLON-FONTAINE[2]

[1] Unité Mixte de Recherche INRA-INH, Sciences AGronomiques Appliquées à l'Horticulture, 42 rue Georges Morel, B.P.57, F-49071 Beaucouzé Cedex (e-mail : jcmichel@angers.inra.fr)
[2] INRA, Laboratoire du Génie de l'Hygiène et des Procédés Alimentaires, 25 avenue de la République, F-91300 Massy

SUMMARY
(original scientific paper)

The wettability of peats at different water potentials was studied using a capillary rise method from contact angle measurements with water. The results show that the dessiccation provokes a hydrophobic character from a hydrophilic character. Furthermore, the decrease in wettability during dessiccation comes at lower water potentials for white peats, which explains why the wettability for a same water potential is higher for black peats than for white peats.

KEY WORDS: Wettability - Capillary rise - Contact angle -Peats.

RÉSUMÉ
(article original)

La mouillabilité des tourbes de sphaignes présentant des degrés de décomposition différents a été étudiée avec une nouvelle méthodologie basée sur le principe de remontée capillaire, à partir de mesures d'angles de contact avec l'eau. Les résultats montrent que la dessiccation des tourbes provoque le passage d'un caractère hydrophile à un caractère hydrophobe. En outre, l'acquisition de ce caractère hydrophobe intervient à de plus faibles potentiels de l'eau pour les tourbes les moins décomposées, ce qui explique que, pour un même potentiel de l'eau, la mouillabilité est d'autant plus importante pour les tourbes blondes que les tourbes noires.

MOTS CLÉS : Mouillabilité - Remontée capillaire - Angle de contact - Tourbes.

INTRODUCTION

It is admitted that organic matter becomes hydrophobic during desiccation, and this thereby conditions its physical properties, notably its behaviour during rehydration (VALAT *et al.*, 1991). The wettability, which accounts for the more or less hydrophobic or hydrophilic character of a material, therefore constitutes an important characteristic of organic matter such as peat destined for horticultural use. Consequently, the significant position of peats in the growing-media market underlines the importance for studying and understanding peat wettability.

Until now, previous experiments to evaluate the wettability in agronomy were only carried out on air-dried or barely moist materials, and thereby did not allow the characterisation of the wettability during desiccation-rehydration cycles.

That is why we have called on a new methodology based on capillary rise, that we will describe later, to evaluate precisely the degree of wettability of more or less decomposed peats at different water contents, and therefore to understand the rewetting behaviour of peats.

MATERIALS AND METHODS

MAIN TECHNIQUES OF MEASURING WETTABILITY USED IN AGRONOMY AND METHODS USED

Most of the time, qualitative tests (MCGHIE & POSNER, 1980; BEARDSELL & NICHOLS, 1982; REEKER, 1954; NIGGEMANN, 1970; VALAT *et al.*, 1991) were, or are, still used to characterise the wettability in Agronomy, but they only provide a primary evaluation of the wettability of a material and do not permit the precise measurement of the surface character.

Source : MNHN

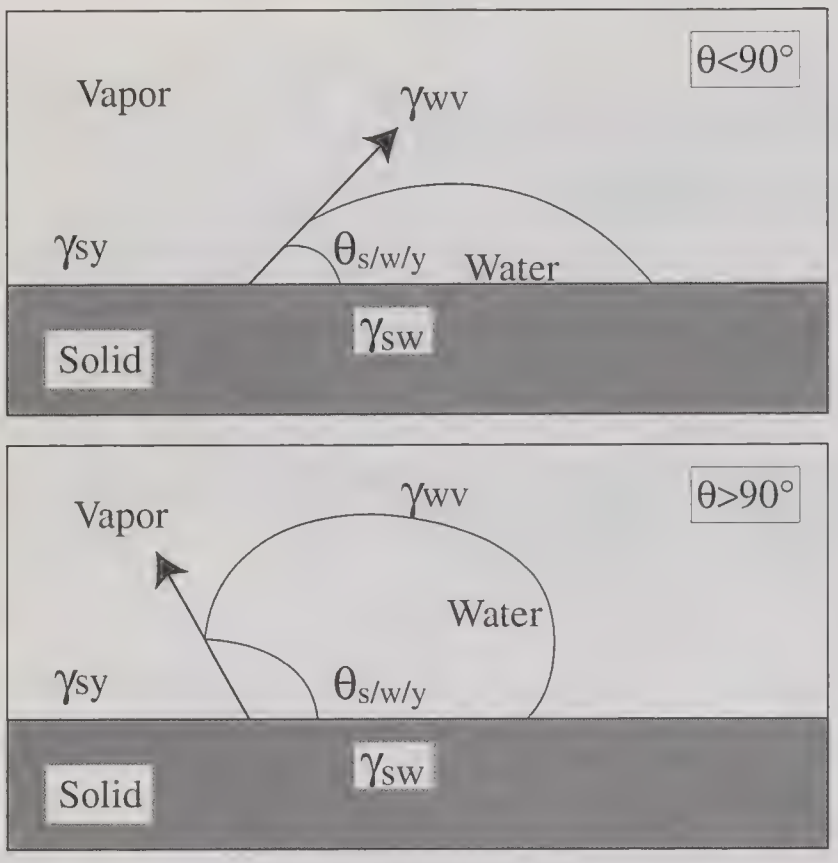


FIG. 1.– Contact angle on a solid surface according to YOUNG.
Angle de contact sur une surface solide (YOUNG, 1905).

Nowadays, direct or indirect measurements of the solid/liquid contact angle are the most developed techniques to characterise the wettability of a material. Classically, one considers that a material is hydrophilic when the solid/water contact angle Q is less than 90 degrees, and hydrophobic when Q is greater than 90 degrees. Consequently, the lower the contact angle, the greater the hydrophilic character of the material.

Direct methods of measuring contact angles are by far the commonest, and are obtained by the placement of a drop of water on the material. In practice, the contact angle between a liquid and a solid surface is measured either directly from the profile of the volume of the droplet using an optical goniometer, or from the measurement of the geometrical dimensions: volume, height and length (FINK, 1970; CHASSIN, 1979) (FIG. 1).

However, this method is limited by the necessity of having a smooth, planar, homogenous and isotropic surface. Consequently, in the case of porous materials such as the constituents of soil, the study of wettability has been carried out up until now on the oriented deposits formed by the suspension of particles, or on the tableted powder from a tablet pressure mould.

Using this method, VALAT *et al.* (1991) were able to measure the contact angles of water on tablets of air-dried peats and showed a relationship between hydrophobia and the degree of decomposition.

But the methodological constraints due to the preparation methods of samples do not allow for wettability studies of more or less wetted materials whose surface is susceptible to modifications during a high rehydration which leads to a high degree of heterogeneity of the surface.

That is why, we have used a new methodology, which allows us to determine the angle of contact on non-compacted powders by using a capillary rise method (adsorption method). This technique, which has already been used by many authors on soil constituents (WATSON & LETEY, 1970; HARTMANN *et al.*, 1976; EMERSON & BOND, 1963; LETEY *et al.*, 1962), has allowed us to measure the wettability of air-dried peats, but also of more or less wet materials.

PRINCIPLE AND DESCRIPTION OF THE CAPILLARY RISE METHOD

This new methodology employed here is based on the utilisation of the Krüss Processor Tensiometer K12®, whose unit of measurement, relayed through a computer, is provided by a micro-balance upon which is placed the sample, and a receptacle which contains the liquid, which is controlled automatically so that it comes into contact with the solid (FIG. 2).

The speed of capillary rise, translated by the increase in weight in the sample, is measured in relation to time by the computer using the program K121® which automatically controls the tensiometer.

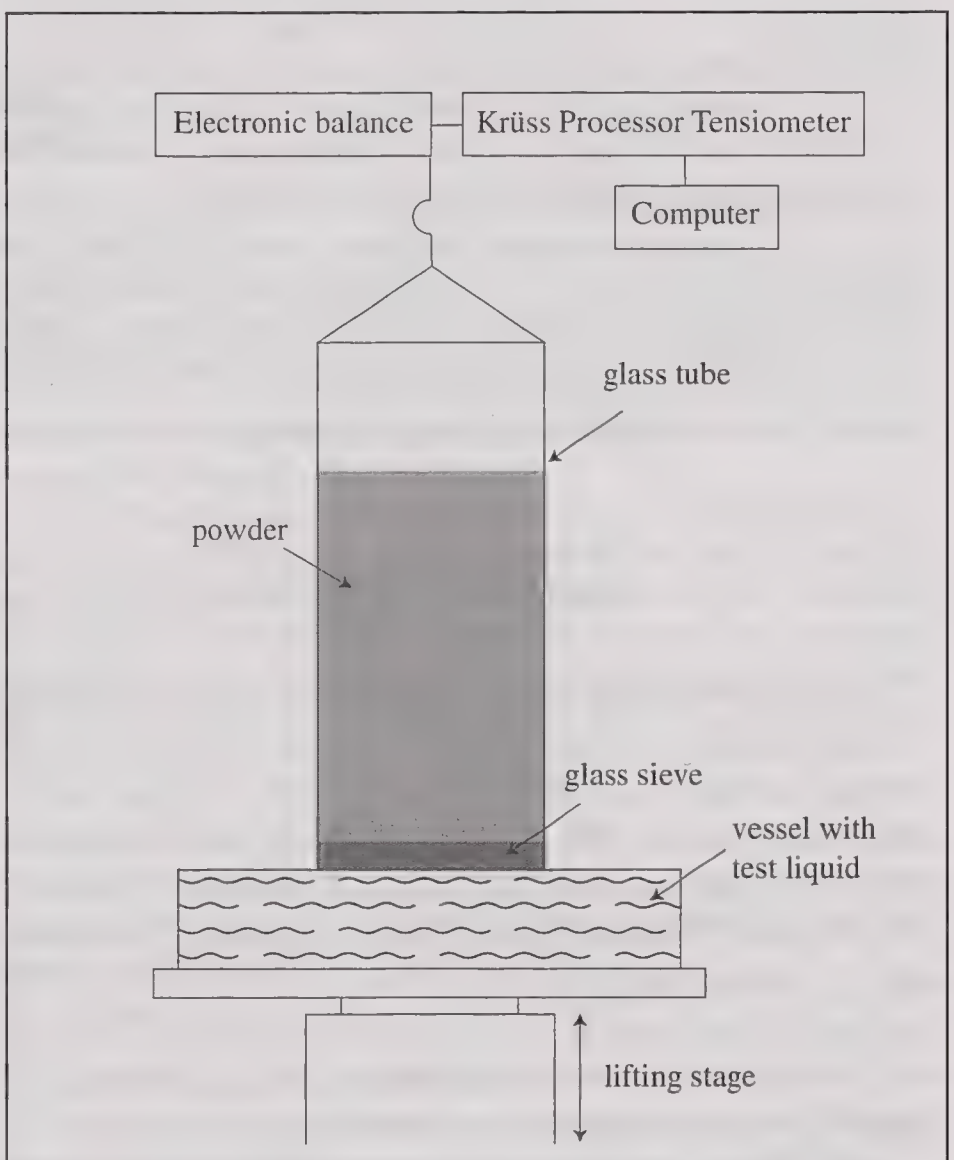


FIG. 2.– Instrument for determining the contact angle on powders by capillary rise.
Instrument de mesure d'angles de contact sur poudre par remontée capillaire.

Source : MNHN

The principle of the method is to follow the capillary rise on a column of powder with different liquids in order to determine the wettability of the materials. Powder at different water content is placed in a glass tube with a porous glass base. The tube is fixed to the balance then placed automatically in contact with the liquid. The penetration of the liquid into the sample can be measured over time by the increase in weight thanks to the tensiometer.

The contact angle is determined using Washburn's equation (1b, c) which defines the flow of a liquid through a bundle of capillaries:

The equation $t = A \cdot m^2$

with $$A = \frac{\eta}{c.\ \rho^2.\sigma\ .\cos\theta} \qquad \text{equation (1a)}$$

gives $$c = \frac{m^2}{t} \cdot \frac{\eta}{\rho^2.\sigma\ .\cos\theta} \qquad \text{equation (1b)}$$

or even $$\cos\theta = \frac{m^2}{t} \cdot \frac{\eta}{\rho^2.\sigma\ .c} \qquad \text{equation (1c)}$$

where

t = time (s)
m = mass of the adsorbed liquid (g)
η = viscosity of the liquid (mPas)
ρ = density of the liquid ($g.cm^{-3}$)
σ = surface tension of the liquid (mN/m)
θ = contact angle between powder and liquid
c = the approximate constant of the porosity and tortuosity of capillaries

METHODS OF CALCULATION AND METHODOLOGICAL LIMITATIONS

During the experiments, the apparatus measures for each instant t the mass which corresponds to the adsorption of the liquid in the sample. The value m^2, necessary for the Washburn equation (equations 1b & 1c), is determined graphically by squaring the values of mass m and in determining the ascent on a linear portion on the curve $m^2(t)$. The equations are referred to time t, and dm^2/dt is thereby determined, being done automatically by the tensiometer's K121® program or manually.

In practice, firstly a liquid is used which completely wets the sample ($\theta = 0$), being a liquid with a very low surface tension, in this instance, hexane. The porosity 'c' can then be estimated (equation 1b) and substituted in Washburn's equation. The angle of contact for other liquids, and notably with water, can therefore be calculated (equation 1c).

However, the capillary rise method does not permit the measurement of angles greater than 90°, and hence the measurement of the degree of hydrophobia cannot be measured with water. This is why we used the droplet method to provide a more precise characterisation of air-dried peats.

CHOICE AND PREPARATION OF SAMPLES

Several more or less decomposed *Sphagnum* peats from Germany (TAB. I) have been chosen in order to evaluate the influence of the state of degradation of the material on its wettability related to the water content. The samples are air-dried (-100MPa), then crushed and sieved at 500 µm to obtain a relatively homogenous material which can be used for our experiments. For hydrated materials, the powders are rewetted by mechanical agitation in water at a 2/1 ratio by volume of water/peat, then equilibrated at different water potentials by centrifugation for -33kPa and -100kPa. Finally, the centrifuged samples are reduced to powder by lightly crushing with a pestle.

RESULTS AND DISCUSSION

Before the discussion of these results (TAB. II), we will point out that contact angles measured for -33kPa and -100kPa come from using the capillary rise method, whereas the values for -100 MPa result from using the direct droplet method.

Related to the decrease of water content, the results showed an increase of the solid/water contact angles

TABLE I.– Main characteristics of *Sphagnum* peat samples.
Principales caractéristiques des échantillons de tourbes de sphaignes.

	Bulk density	Fiber content %	CEC meq/L	Pyrophosphate index	Cellulose %	Water retention -1kPa %
White peat	0.048	78.6	60	10.7	52.6	69.4
Intermediate peat	0.050	66.0	64	15.0	38.8	64.9
Black peat	0.136	37.7	182	23.3	8.7	52.3

Source : MNHN

TABLE II.– Values of solid/water contact angles (°) for *Sphagnum* peats at different water potentials obtained by capillary rise method for -33kPa and -100kPa and by droplet method for air-dried peats -100MPa (standard deviations are in brackets).

Valeurs d'angles de contact (°) à l'interface eau/tourbe pour les tourbes de sphaignes à différents potentiels de l'eau, obtenues par remontée capillaire pour -33kPa et -100kPa et par la méthode de la goutte posée pour les tourbes séchées à l'air -100MPa (les écart-types figurent entre parenthèses).

Water potential	White peat	Intermediate peat	Black peat
-33 kPa	61.5 *(± 1.7)*	70.0 *(± 0.6)*	78.4 *(± 0.5)*
-100 kPa	84.4 (± *0.3*)	87.8 (± *1.2*)	89.2 (± *0.5*)
-100 MPa	104.5 *(± 2.8)*	106.4 *(± 2.4)*	111.1 *(±*

during dessiccation; in others words an increase of the wettability, which provoked the change from a hydrophilic to a hydrophobic character.

Indeed, the contact angles measured for wet materials (-33kPa, -100kPa) are less than 90°, which indicates a hydrophilic character of peats. However, for the same water potential, the results showed that the contact angle increased in relation to the degree of decomposition.

But, for air-dried peats (-100MPa) the contact angles measured by capillary rise become equal to 90°, no matter what the degree of decomposition, which indicates a hydrophobic character, but which does not inform us of the degree of hydrophobia according to the methodological limitations of this technique (there is no capillary rise).

In fact, the results obtained on air-dried peats by the droplet method, greater than 90°, confirm this hydrophobic character. They also provide complementary information on the degree of hydrophobia and indicate, as for wet materials, that the hydrophobic character is greater for black peat than white peat. This is in agreement with the results obtained by VALAT *et al.* (1991). In fact, the increase of the contact angle occurs at a lower water potential for black peat than for white peat, which explains why, at the same water potential, the wettability is higher for white than for black peats.

CONCLUSION

The wettability of *Sphagnum* peats at different water potentials was studied by using a new methodology based on the principle of capillary rise. Firstly, the results have allowed us to verify that peats acquire a hydrophobic character once they have been air-dried. Furthermore, this method has allowed us to evaluate the wettability of peats at different water contents and to show that hydration provokes an increase in the wettability of peats, which occurs at lower water potential for white peat than for black peat and explains that, at the same water potential, the wettability is higher for white than for black peats.

The use of this technique therefore seems particularly well adapted to the study of substrate wettability related to the degree of hydration, and could be used to follow the role of clay, sand or wetting agents on the hydrophilic or hydrophobic nature of organic substrates.

REFERENCES

BEARDSELL D.V. & NICHOLS D.G., 1982.– Wetting properties of dried-out nursery container media., *Scientia Horticulturae*, 17 : 49-59.

CHASSIN P., 1979.– Détermination de l'angle de contact acides humiques-solutions aqueuses de diols. Conséquences sur l'importance relative des mécanismes de destruction des agrégats. *Ann. Agron.*, 30481-491.

EMERSON W.W. & BOND R.D., 1963.– The rate of water entry into dry sand and calculation of the advancing contact angle. *Aust. J. Soil Res.*, 1: 9-16.

FINK D.H., 1970.– Water repellency and infiltration resistance of organic-film-coated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 34: 189-194.

HARTMANN R., VERPLANCKE H. & DE BOODT M., 1976.– The influence of soil conditioners on the liquid-solid contact angles of sands and silt loams. *Soil Sci.*, 121: 346-352.

JOUANY C., CHENU C. & CHASSIN P., 1992.– Détermination de la mouillabilité des constituants du sol à partir des mesures d'angles de contact : revue bibliographique. *Science du Sol*, 30 (1): 33-47.

LETEY J., OSBORN J. & PELISHEK R.E., 1962.– Measurement of liquid-solid contact angles in soil and sands. *Soil Sci.*, 93: 149-153.

MCGHIE D.A. & POSNER A.M., 1980.– Water repellence of a heavy textured western australian surface soil. *Aust. J. Soil Res.*, 18: 309-323.

MICHEL J.C., 1998.– *Etude de la mouillabilité de matériaux organiques utilisés comme support de culture.* Thèse de Doctorat, ENSA Rennes, 264p.

NIGGEMANN J., 1970.– Versuchezur messung der benetzungsfähigke von torf. *Torfnachrichten*, 20 : 14-18.

REEKER R., 1954. Die benetzungsfähigkeit von torfmull. Torfnachrichten 7: 15-16.

VALAT B., JOUANY C. & RIVIERE L.M., 1991.– Characterization of the wetting properties of air dried peats and composts. *Soil Sci.*, 152 : 100-107.

WATSON C.L. & LETEY J., 1970.– Indices for characterizing soil-water repellency upon contact angle-surface tension relationships. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 34: 841-844.

VERSION FRANCAISE ABRÉGÉE

Les développements des cultures hors sol dans les années 1980-1990 ont augmenté considérablement le flux de matériaux destinés à la confection des supports de culture et, parmi ceux-ci, les matériaux organiques de type tourbe occupent encore aujourd'hui une place prépondérante. Si leurs propriétés physiques (rétention en eau, aération) sont bien connues et sont la source de l'intérêt porté à ce type de matériaux, ils présentent *a contrario* un inconvénient majeur lié à leur utilisation, se traduisant par l'acquisition d'un caractère hydrophobe lors de leur dessiccation, compromettant ainsi leurs qualités physiques, et notamment leur comportement en réhumecta-

Source : MNHN

tion. La mouillabilité, qui rend compte du caractère hydrophile ou hydrophobe d'un matériau, constitue donc une caractéristique particulièrement importante à étudier dans le cas de matériaux organiques destinés à un usage horticole.

Dans cette optique, des tourbes de sphaignes présentant des degrés de décomposition différents ont été sélectionnées. L'apport d'une nouvelle méthodologie basée sur le principe de remontée capillaire a permis d'évaluer, contrairement aux méthodes existantes jusqu'à présent, la mouillabilité des tourbes en fonction de leur état hydrique à partir de mesures d'angles de contact avec l'eau.

Les résultats montrent que la dessiccation des tourbes provoque le passage d'un caractère hydrophile à un caractère hydrophobe. En outre, l'acquisition de ce caractère hydrophobe intervient à de plus faibles potentiels de l'eau pour les tourbes les moins décomposées, ce qui explique que, pour un même potentiel de l'eau, la mouillabilité est d'autant plus importante pour les tourbes blondes que les tourbes noires.

Source : MNHN

Source : MNHN

Écologie, t. 30 (1) 1999 : 19-22

NITROGEN-PHOSPHORUS INTERACTIONS IN PEAT

B. L. WILLIAMS, D. J. SILCOCK & M.E. YOUNG

Macaulay Land Use Research Institute, Craigiebuckler, Aberdeen AB 15 8QH, UK
(Fax: + 44 1224 311556, e-mail: B.Williams @ mluri.sari.ac.uk)

SUMMARY
(original scientific paper)

An experiment to study the influence of P on the incorporation of $^{15}NH_4^+$ and $^{15}NO_3^-$ in intact peat cores beneath Sphagnum recurvum *is described. An addition of potassium orthophosphate of 0.1 g P m^{-2} decreased the amounts of both NH_4^+ and dissolved organic N (DON) in the waters separated from the moss by suction and that extracted with 0.5 M K_2SO_4 from the peat to 10 cm depth indicating improved uptake and retention of N in both organic and inorganic forms.*

KEY WORDS: Nitrogen deposition - Nitrogen dynamics - Peat - Phosphorus - Potassium - Sphagnum.

RÉSUMÉ
(article original)

INTERACTIONS AZOTE-PHOSPORE DANS LA TOURBE
Une expérience visant à étudier l'influence de P sur l'incorporation de $^{15}NH_4^+$ et $^{15}NO_3^-$ dans des noyaux de tourbe intact sous Sphagnum recurvum *est décrite. L'addition de potassium orthophosphate à raison de 0.1 P g m^{-2} décroît les quantités de NH_4^+ et de N organique dissous (DON) dans les eaux séparées de la mousse par succion et extraites avec 0.5 M K_2SO_4 de le tourbe à 10 cm de profondeur, indiquant une meilleure consommation et rétention de N dans les formes organiques et inorganiques.*

MOTS CLÉS : Dépôts azotés - Dynamique de l'azote - Tourbe - Phosphore - Potassium - Sphaignes.

INTRODUCTION

The fate of atmospheric inputs of nitrogen (N) to undisturbed peatland has been linked to the P status of the peat and, with a limited supply of P, the growth response of Sphagnum to additions of N was suppressed (Aerts et al., 1992). Surface peat from raised bogs contains a very small mineral fraction to adsorb and retain P in inorganic form which could otherwise be lost in drainage waters (Cuttle, 1983). The microbial fraction is a significant proportion accounting for around 20 per cent of the total P (Willliams & Sparling, 1984). Assimilation of both N and P into the microbial biomass is therefore an important mechanism for the retention of the elements to avoid losses and enrichment of runoff and drainage waters. On the other hand, accumulation of excess N in the vegetation and peat could have important consequences for the subsequent decomposition of organic matter, availability of N and P for uptake and the stability of the plant community. In this short paper, some preliminary results on the impact of added P on different N pools in the peat are described

METHODS

Peat cores (length 20 cm., diam. 7.5 cm) with the living moss intact on the top of the core were removed from areas dominated by Sphagnum recurvum P. Beauv. on the Moidach More, a raised bog in the north-east of Scotland (National grid reference NJ 030420) (WILLIAMS & SILCOCK, 1997). In the laboratory, the bottom of each tube was covered with a nylon mesh and the cores placed inside tall glass beakers and distilled water introduced into the annular space between the beaker and the tube to provide an artificial water-table at 5 cm from the top of the moss.

Source : MNHN

Four cores were used for analysis at day zero and the remaining 36 used in an experiment comprising 3 blocks x 3 ^{15}N treatments x 2 P treatments x 2 sample dates. The N treatments comprised a zero N control (N0) and an application of NH_4NO_3 equivalent to a single addition of 1 g N m^{-2} (N+) in 50 mm rain. Half of the cores treated with NH_4NO_3 received labelled $^{15}NH_4NO_3$ and half $NH_4{}^{15}NO_3$ at a ^{15}N abundance of 99.6 atom %. Phosphorus was added as KH_2PO_4 equivalent to 0.1 g P m^{-2}. The salts were applied in solution as droplets from a hypodermic syringe barrel fitted with six needle ports and zero N and P treatments received the same volume (22.2 cm^3) of distilled water. The cores were incubated inside a controlled environment growth cabinet providing a 12 hr photoperiod (photosynthetically active radiation = 150 mmol m^{-2} s^{-1}) and a 10/5 °C day/ night temperature cycle.

At 7 and 14 days, the moss on the surface was removed from the core and the underlying peat extruded from the pvc tube. The residual water from the surface 5 cm was removed under suction through both a fibre glass filter (GF/A) and a 0.45 mm filter. The peat beneath the moss was cut into two 5 cm sections, each section being weighed fresh. Subsamples (10 g fresh weight) were removed from the cores for moisture determination, and extraction of NH_4^+ and NO_3^-. Extracts were prepared by shaking with 0.5M K_2SO_4 for 2 hrs, and pre-filtering the suspension through fibre glass filters (GF/A) followed by a 0.45 mm filter.

In the moss water and the K_2SO_4 extracts, concentrations of extractable NH_4^+ were measured colorimetrically after diffusion into 0.01 M H_2SO_4, NO_3^- and PO_4^{3-} by direct colorimetry, and DON as NO_3^- after oxidation with alkaline persulphate (WILLIAMS & SILCOCK, 1997). Total-N concentration and ^{15}N abundance in the moss were measured on freeze-dried samples using mass spectrometry and for total-P in the peat, dry ground samples were ashed overnight (500 °C) and the residue taken up in 1.0 M HCl prior to colorimetric analysis. Nitrogen and P concentrations as total-N, NH_4^+ and NO_3^- and DON were expressed on a dry weight basis or as the content per m^2 for the moss water and peat at 5-10 cm depth. Differences between the treatments were tested by analysis of variance using Genstat software package. Skewed data was log transformed prior to the analysis of variance.

RESULTS

The concentration of N in the moss tissues averaged 11.2 and 12.2 (±1.95) mg g^{-1} dry matter on days 7 and 14, respectively and was not significanly changed by either the addition of N nor the addition of P. The concentration of ^{15}N in the moss tissues after 7 days was marginally greater with $^{15}NH_4^+$ than $^{15}NO_3^-$ (TAB. I). Addition of P increased the incorporation of ^{15}N (P = 0.054). Averaged over the N treatments the mean recovery of ^{15}N at day 7 increased from 60.3 to 99.3 per cent with the application of P though values were not statistically significant. Averaged over the P treatments the recovery of ^{15}N was significantly (P < 0.05) greater with $^{15}NH_4^+$ than with $^{15}NO_3^-$, 102 compared with 58 per cent, respectively. By 14 days the differences between $^{15}NH_4^+$ and $^{15}NO_3^-$ had disappeared.

TABLE I.– Concentration of 15N, (mg kg^{-1} dry matter), in the tissues of the moss 7 and 14 days after treatment. Sed = standard error of difference (n = 9 for P and 3 for N treatments).

Concentration de 15N, (mg kg^{-1} de matière sèche) dans les tissues de mousse, 7 et 14 jours après traitement. Sed = écart type de la différence (traitements: n = 9 pour P et 3 pour N).

	Day 7			Day 14		
	P0	P+	sed	P0	P+	sed
$^{15}NH_4NO_3$	299	404	30	365	275	70
$NH4^{15}NO_3$	211	333		288	386	
sed	40			90		

Contents of NH_4^+ in the water extracted from the living moss increased with time in the P0 cores and the addition of P reduced the NH_4^+ content particularly at day 7 (TAB. II) though the effect was not significant. Nitrate contents were small and unaltered by the NH_4NO_3 addition and remained at concentrations close to the limit of detection in the extracts (0.01 mg dm^{-3}). The content of DON in the moss water was greater than either NH_4^+ or NO_3^- and declined in the P0 treatment by the same amount as the NH_4^+ increased. The total amount of extracted-N remained almost constant in the cores except for the P+ cores at day 7 when DON decreased.

TABLE II.– Contents, averaged over N treatments, of NH_4^+, NO_3^- and DON (mg N m^{-2}) in the water extracted by suction from the living moss at 0 - 5 cm depth, 7 and 14 days after treatment. sem = standard error of the mean (n = 4), sed = standard error of difference (n = 9).

Teneurs, moyennées sur N traitements, de NH_4^+, NO_3^- et DON (mg N m^{-2}) dans les eaux extraites par succion de la mousse vivante à 0 - 5 cm de profondeur, 7 et 14 jours après traitement. sem = écart type de la moyenne (n = 4), sed = écart type de la différence (n = 9).

	Day 0	Day 7			Day 14		
	P0 sem	P0	P+	sed	P0	P+	sed
NH_4^+	3.2 ± 0.65	6.3	0.9	3.47	10.9	5.8	4.33
NO_3^-	0.8 ± 0.08	0.8	0.4	0.61	0.2	0.2	0.66
DON	41.8 ± 17.4	38.0	23.8	10.15	34.2	38.3	4.1
Total -N	45.8	45.1	25.1		45.3	44.6	

Source : MNHN

The peat in the 5-10 cm layer was slightly decomposed, the mean bulk density was 83 g dry matter dm^{-3} and pH (0.01M $CaCl_2$) was 3.2. The total N and P concentrations were 1.2 and 0.076 per cent dry matter, respectively. The quantities of N extracted from the peat at 5-10 cm depth with 0.5 M K_2SO_4 (TAB. III) were greater than those in the moss water (TAB. II). The pattern of changes in NH_4^+ and DON in the extracts was very similar to that in the moss water and the decreases in NH_4^+ and DON after 7 days in the P+ treatment compared to P0 were significant ($P < 0.05$ and 0.001, respectively). This decrease in DON was much greater in N0 (1367 mg m^{-2}) compared with N+ (151 mg m^{-2}) and this N-P interaction was significant ($P < 0.001$).

TABLE III.– Concentrations (mg N m^{-2}), averaged over the N treatments, of NH_4^+, NO_3^- and DON extracted with 0.5 M K_2SO_4 from the peat at 5 - 10 cm depth 7 and 14 days after treatment. sem = standard error of the mean (n = 4), sed = standard error of difference between P treatments (n = 9)

Concentrations (en mg N m-2), moyennées sur les N traitements, de NH_4^+, NO_3^- et DON extraits avec 0.5 M K_2SO_4 de la tourbe à 5 - 10 cm de profondeur, 7 et 14 jours après traitement. sem = écart type de la moyenne (n = 4), sed = écart type de la différence entre les P traitements (n = 9).

	Day 0	Day 7			Day 14		
	P0 sem	P0	P+	sed	P0	P+	sed
NH_4^+	36.1 ± 7.5	145	71*	32.5	391	394	154.0
NO_3^-	23.4 ± 3.4	0.45	0.41	0.03	0.43	0.41	0.03
DON	722.8 ± 74.9	1320	760***	89	970	1030	220

DISCUSSION

Enhanced uptake of ^{15}N in the presence of added P is consistent with the growth responses of Sphagnum mosses observed in the field (AERTS *et al.*, 1992) and in the glasshouse (BUTTLER, unpublished results). In the present study, K was also added in the orthophosphate treatment and the potential nutrient effects of K cannot be ignored. The total N:P ratio of the peat was 15.8 compared with the value of 14, above which it has been suggested that P becomes limiting (AERTS *et al.*, 1992). Less decomposed profiles beneath S. magellanicum at Moidach More had a N:P ratio between 24 and 28 (WILLIAMS & SILCOCK, 1997). This would suggest that the response to atmospheric N deposition on the same area of peatland will vary between Sphagnum species and location.

Addition of inorganic-P reduced NH_4^+ and DON in the extractable and water soluble fractions after 7 days probably by enabling the moss to utilize available forms of N (BAXTER *et al.*, 1992). Amino acids, which constitute a part of the DON fraction, accumulate in Sphagnum mosses receiving amounts of N in excess of their requirements (KARSISTO et al., 1996). In addition to NH_4^+ and NO_3^-, Sphagna can also utilize amino acids (SIMOLA, 1975) and an improved supply of P could increase the amounts of DON and NH_4^+ metabolized by the plant.

The extent to which microbial biomass is involved in these changes is not clear, but additions of P+K at rates equivalent to fertilizer levels (5g P and 10 g K m^{-2}) can increase rates of net mineralization of nitrogen and microbial activity in peat (WILLIAMS, 1992). The rate of addition of P in these experiments (0.1 g P m^{-2}) is closer to the annual amounts in wet deposition (NEWMAN, 1995), and a stimulation of net mineralization of N in the peat under these conditions would help explain the increased contents of NH_4^+ and DON after 14 days incubation.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was funded by the Scottish Office Agriculture, Fisheries and Environment Department and the EC Environment Programme (Contract EV5VCT920099). The authors thank Scottish National Heritage and Braemoray Estates for allowing access to the field site and Jenny Harthill for ^{15}N analyses.

REFERENCES

AERTS, R., WALLÉN, B. & MALMER, N., 1992.– Growth-limiting nutrients in Sphagnum dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. *Journal of Ecology,* 80: 131-140.

BAXTER, R., EMES, M.J. & LEE, J.A., 1992.– Effects of an experimentally applied increase in ammonium on growth and amino acid metabolism of *Sphagnum cuspidatum* Ehrh. ex. Hoffm. from differently polluted areas. *New Phytologist,* 120: 265-274.

CUTTLE, S.P., 1983.– Chemical properties of upland peats influencing the retention of phosphate and potassium ions. *Journal of Soil Science,* 34: 75-82.

KARSISTO, M., KITUNEN, V., JAUHIAINEN, J. & VASANDER, H., 1996.– Effect of N deposition on free amino acid concentrations in two Sphagnum species. *In*: LAIHO, R., LAINE, J. & VASANDER, H. (eds) "*Northern Peatlands in global climatic change*" Academy of Finland, EDITA, Helsinki: 23-29.

NEWMAN, E.I., 1995.– Phosphorus inputs to terrestrial ecosystems. *Journal of Ecology*, 83: 713-726.

SIMOLA, L.K., 1975.– The effect of several protein amino acids and some inorganic nitrogen sources on the growth of *Sphagnum nemoreum*. *Physiologia Plantarum,* 35: 194-199.

WILLIAMS, B.L., (1992) Microbial nitrogen transformations in peatland disturbed by drainage and fertilizers. *In*: BRAGG, O.M., HULME, P.D., INGRAM, H.A.P. & ROBERTSON, R.A. (eds) "*Peatland Ecosystems and Man: an Impact Assessment*". Department of Biological Sciences, University of Dundee, U.K. : 59-64.

WILLIAMS, B.L. & SILCOCK, D.J., 1997.– Nutrient and microbial changes in the peat profile beneath Sphagnum magellanicum in response to additions of ammonium nitrate. Journal of Applied *Ecology*, 34: 961-970.

WILLIAMS, B.L. & SPARLING, G.P., 1984.– Extractable nitrogen and phosphorus in relation to microbial biomass in acid organic soils. *Plant & Soil,* 76: 139-148.

Source : MNHN

VERSION FRANÇAISE ABRÉGÉE

Les tourbières à Sphaignes sont des écosystèmes pauvres en nutriments tels que le phosphore (P) et le potassium (K) et la rétention d'azote issu des dépôts atmosphériques par cet écosystème est dépendante des teneurs en P et du rapport N/P de la végétation et de la tourbe sous-jacente. Afin de tester les effets de P et K sur la dynamique de l'azote dans la tourbière, nous avons mené une expérimentation dans laquelle nous avons apporté 0,1 g P m^{-2} sous forme d'orthophosphate de potassium dans des colonnes de tourbe à Sphagnum recurvum P. Beauv. subissant 3 traitements azotés : 0 g N m^{-2}, 1g N m^{-2} sous forme de $^{15}NH_4NO_3$ et 1 g N m^{-2} sous forme de $NH_4{}^{15}NO_3$ (^{15}N atome % = 99,6). Les échantillons ont été mis à incuber en conditions contrôlées d'éclairement (photopériode = 12 H et radiation photosynthétique active = 150 µmol m^{-2} s^{-1}) et de température (cycle jour/nuit de 10/5 °C).

Les échantillons ont été analysés après 7 et 14 jours d'incubation. L'azote total et l'abondance isotopique ^{15}N ont été mesurés dans les tissus de sphaignes. L'eau des sphaignes et les extraits de tourbe (0,5 M K_2SO_4) ont été analysés pour connaître les concentrations en N total dissous, NH_4^+, NO_3^-. L'azote organique dissous (DON) a été estimé par différence entre le N total de l'extrait et la teneur en N minéral ($NH_4^+ + NO_3^-$).

Après 7 jours d'incubation, l'addition de P-K a amplifié l'incorporation du ^{15}N dans les sphaignes de 60 à 99 % bien que cette différence ne soit pas statistiquement significative. Le recouvrement du ^{15}N avec l'apport $^{15}NH_4^+$ était près de 2 fois supérieures à celui avec l'apport $^{15}NO_3^-$ (respectivement 102 et 58 %). Cette différence n'était plus détectable après 14 jours d'incubation.

Dans l'eau des sphaignes et les extraits K_2SO_4 des tourbes, le DON constituait la fraction d'azote la plus importante; les concentrations en NO_3^- étaient à peine supérieures au seuil de détection. (0,01 mg N dm^{-3}). Les quantités d'ammonium et de DON après 7 jours d'incubation étaient inférieures dans les échantillons traités avec P-K. Les concentrations en NH_4^+ et DON étaient plus élevées dans les extraits K_2SO_4 des tourbes que dans l'eau des sphaignes. Dans celle-ci, les concentrations en NH_4^+ et DON étaient significativement plus faibles ($p < 0,05$ et $p < 0,001$) dans les échantillons avec les apports P-K. La diminution du DON était plus forte en absence qu'en présence de NH_4NO_3 et cette interaction était significative ($p < 0.001$).

Ces résultats indiquent que, dans la tourbière, la dynamique de l'azote est modifiée en raison des apports P-K mais les mécanismes et le rôle respectif de la biomasse microbienne de l'eau des sphaignes et de celle de la tourbe ne sont pas élucidés. Le DON extrait de l'eau des sphaignes pourrait inclure des acides aminés libérés par ces plantes mais l'origine et les caractéristiques de ce DON extrait restent à déterminer.

Source : MNHN

Écologie, t. 30 (1) 1999 : 23-31

CHARACTERIZATION OF PEATS FROM HISTOSOLS DISTURBED BY DIFFERENT HUMAN IMPACTS (DRAINAGE, PEAT EXTRACTION, AGRICULTURE)*

Philippe R. GROSVERNIER[1], Yvan MATTHEY[2], Alexandre BUTTLER[3] & Jean-Michel GOBAT[2]

[1]*Present address: Ph. R. Grosvernier, NATURA, Le Saucy 17, CH - 2722 Les Reussilles, Switzerland (e-mail natura.ch@bluewin.ch).*
[2]*Laboratoire d'écologie végétale et de phytosociologie, Université de Neuchâtel, Rue Emile Argand 11.*
[3]*Laboratoire de Chrono-écologie, UMR CNRS 6565, UFR Sciences et Techniques, Université de Franche-Comté, 25030 Besançon.*

SUMMARY
(original scientific paper)

In the perspective of the restoration of bogs which have undergone different disturbances due to human impact (clear-cutting and drainage, harvesting or even agricultural), we were confronted to the characterization of peats that we had been using for growth experiments of Sphagnum *mosses under controlled conditions (GROSVERNIER, MATTHEY & BUTTLER, 1997).*
Bulk density, pH, vertical distribution of porosity in the peat profiles, total carbon, atomic ratio H/C and total nitrogen are discriminating properties which make it possible to characterize the different peats studied.
Based upon the observations made in the present work, adaptations of the classification of histosols from the "Référentiel Pédologique" (AFES, 1995) by using criteria developed by SUCCOW (1988) are suggested.

KEY WORDS: Tourbières bombées - Propriétés des tourbes - Impact humain - Analyse multivariable - Classification.

RÉSUMÉ
(travail original)

CARACTÉRISATION DES TOURBES PROVENANT D'HISTOSOLS PERTURBÉS PAR DIFFÉRENTES ACTIVITÉS HUMAINES (DRAINAGE, EXTRACTION DE TOURBE, AGRICULTURE).
*Dans le cadre de la problématique liée à la régénération des tourbières perturbées par différentes activités humaines (drainage, extraction de tourbe, agriculture), nous avons été amenés à caractériser des tourbes utilisées pour des expériences de croissance de sphaignes (*Sphagnum *sp.) en conditions contrôlées (GROSVERNIER, MATTHEY & BUTTLER, 1997).*
La densité apparente, le pH, la distribution verticale de la porosité dans le profil de tourbe, le carbone total, le rapport atomique H/C et l'azote total s'avèrent être des propriétés discriminantes qui permettent de caractériser les différentes tourbes étudiées.
Sur la base de ces observations, des adaptations de la classification des histosols du "Référentiel Pédologique" (AFES, 1995) sont suggérées, en utilisant en outre des critères proposés par SUCCOW (1988).

MOTS CLÉS : Raised bogs - Peat properties - Human impact - Multivariate analysis - Classification.

INTRODUCTION

Bog restoration has become a major issue since sustainable development has been considered in relation to industrial peat harvesting (WHEELER *et al.*, 1995). In this perspective, we have conducted a research project on the restoration of *Sphagnum* communities in the bogs of the Swiss Jura mountains, where peat harvesting has ended after all the bog remnants of the country were put under total protection.

One of the aspects of our research was dealing with the influence of different peat types on the growth of *Sphagnum* (GROSVERNIER, MATTHEY & BUTTLER, 1997; BUTTLER, GROSVERNIER & MATTHEY, 1998a). In this respect, we characterized the peat substrates which had undergone different disturbances due to human impact, such as clear-cutting and drainage, harvesting or even agricultural use (GOBAT *et al.*, 1991) and to assess possible changes induced by the experimental treatment, such as water table level and simulated microclimates. In this paper,

Source : MNHN

we aim to contribute to the clarification of uncertainties remaining in the classification of histosols, as it appears in the French pedological referential (AFES, 1995).

METHODS

PEAT SOILS

The histosols were collected in the field as undisturbed cores, 55 cm in length and 13.3 cm in diameter, by means of a specially designed corer (BUTTLER, GROSVERNIER & MATTHEY, 1998), and placed into PVC pots for experimental treatments in the glasshouse. Where necessary, the surface layer with living mosses or roots was removed.

Five histosols were chosen as representative of increasing disturbance by the process of peat extraction (figure 1): they were taken from (i) an undisturbed bog with living *Sphagnum* in a *Sphagnion magellanici* community (referred to as "undisturbed peat"); (ii) a dry heathland with *Calluna vulgaris* on clear-cut and drained peat ("dry heath peat"); (iii) deeper (45-90 cm) and (iv) surface layers (0-45 cm) of bare peat formerly used for harvesting horticultural peat (referred to respectively as "deep bare peat" and "surface bare peat"); and (v) cultivated, fertilized peatland ("cultivated peat"). The undisturbed peat was sampled in the Le Cachot bog (6° 40' E, 47° 00' N), a well preserved site, whereas the other peat types originated from Les Pont-de-Martel (6° 43' E, 46° 59' N), a vast site having undergone different disturbances in relation to peat mining or harvesting.

PEAT CHARACTERIZATION

Peat layers (0-5 and 40-45 cm) were characterized on all cores at the end of the experiments. The following analyses were made: pH (in water and in KCl); pyrophosphate index (according to KAILA, 1956); ash content; total C, H and N (measured by gaseous chromatography after combustion with a Carlo Erba CHN Analyser EA 1108); total Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe and P; cation exchange capacity (CEC); dry bulk density and water holding capacity; total porosity, proportions of pores > 200 µm, between 200 µm and 20 µm, and < 20 µm (according to TOPP & ZEBCHUK, 1979). Analytical procedures followed standard methods (MCKEAGUE, 1976).

Due to a lack of time, fiber content (> 200 µm) was not determined on all samples but only on a set of reference cores analysed directly after sampling in the field. On the latter, 3 to 4 histic horizons were determined for analysis on the basis of macromorphological characteristics (i.e., texture, color, macroremnants and von Post index).

EXPERIMENTAL TREATMENTS

Two consecutive experiments were conducted to measure the growth of *Sphagnum* mosses (*Sphagnum* spp.) on the different peat substrates (GROSVERNIER, MATTHEY & BUTTLER, 1997; BUTTLER, GROSVERNIER & MATTHEY, 1998). They lasted for two years. The peat cores in the PVC pots were subjected to two different treatments, i.e., the water table level in the pots was permanently maintained at -1 cm (referred to as "high water level") and at -40 cm ("low water level") using a purpose built apparatus (GROSVERNIER, MATTHEY & BUTTLER, 1997). These levels correspond to situations frequently observed in the field.

There were 3 replicates of each treatment, giving 5 peats x 2 water levels x 3 species (in the first experiment) or 3 microclimates (in the second experiment), i.e., a total of ninety PVC pots installed on six trolleys. High and low water tables were separated on different trolleys. During the experiments, the position of the trolleys in the glasshouse was randomised weekly.

STATISTICAL ANALYSES

Based on all the quantitative variables measured as peat physical and chemical properties of the surface layer (0-5 cm), a Redundancy Analysis (RDA) was made, using the CANOCO program (TER BRAAK, 1988, 1990). In total, 32 descriptors were used, including quotients. Among the latter, some were quotients of the values of the surface over the deep layer (40-45 cm), so as to take into account possible interactions resulting from the superposition of layers with different characteristics. The peat properties were used as descriptors to calculate the ordination of the samples (the 180 peat layers), as in Principal Components Analysis, but the ordination axes were constrained to be linear combinations of the environmental variables (the peat types, as an expression of the human impact, and the water table level) and provided in a second matrix. This ensured that the canonical ordination axes were optimally related to the supplied environmental descriptors.

Statistical tests were made using the Permutation test procedure of CANOCO.

The "RANK" procedure of the program MULVA4 (WILDI & ORLOCI, 1990) was applied to select the most discriminating peat properties among the available descriptors.

RESULTS

REFERENCE SOILS

The main physico-chemical properties of 5 reference peat cores are described in table I. The surface and deep bare peat cores are part of the same profile (see FIG. 1).

Source : MNHN

TABLE I.– Characterization of the reference peat profiles. *Caractérisation des profils de référence.*

Depth (cm)	Peat type	Ca (mmol/ dm³)	Mg (mmol/ dm³)	K (mmol/ dm³)	Na (mmol/ dm³)	C/N	pyro index	pH in water	Ash %	Bulk density (g/cm³)	Fibers (> 200 µm) (%)
0-10	Undisturbed	2.7	1.6	0.5	0.9	83.4	5.1	5.1	5.1	0.04	83.3
10-20							8.5	5.6	9.4		83.0
20-30		6.1	2.3	0.5	1.8	34.9	7.8	5.3	14.8	0.07	75.9
30-40							8.9	5.6	20.4		62.0
0-10	Dry health	2.3	8.5	4.7	6.0	24.3	33.8	4.4	31.6	0.23	46.0
10-20							35.6	4.1	27.5		75.1
20-30		2.8	3.1	0.9	1.9	50.8	21.1	4.1	25.1	0.11	73.1
30-40							26.4	4.2	24.0		73.1
0-10	Surface bare	14.0	2.1	0.4	0.7	37.3	30.5	5.1	15.1	0.17	81.1
30-40	Deep bare	12.8	1.3	0.2	0.7	57.2	33.1	5.4	17.2	0.08	79.3
70-80		13.5	1.5	0.9	0.8	27.0	38.8	5.5	16.2	0.09	51.2
0-10	Cultivated	48.9	9.4	4.7	7.0	24.1	46.7	5.3	37.2	0.23	59.5
10-20							40.8	5.1	33.1		60.3
20-30							27.0	4.7	20.9		69.2
30-40		14.4	5.1	0.5	3.1	66.5	23.3	5.3	31.1	0.18	63.3

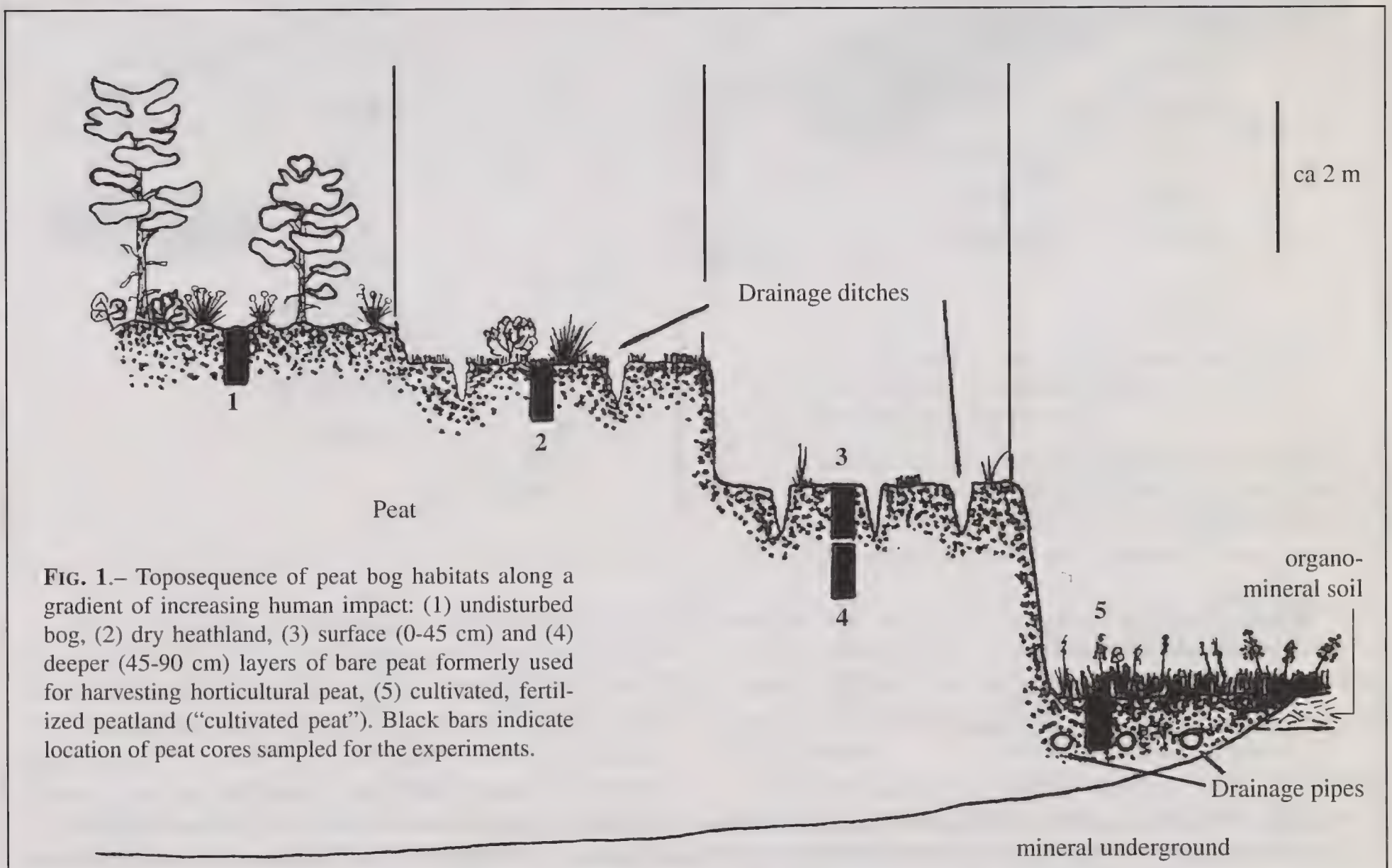
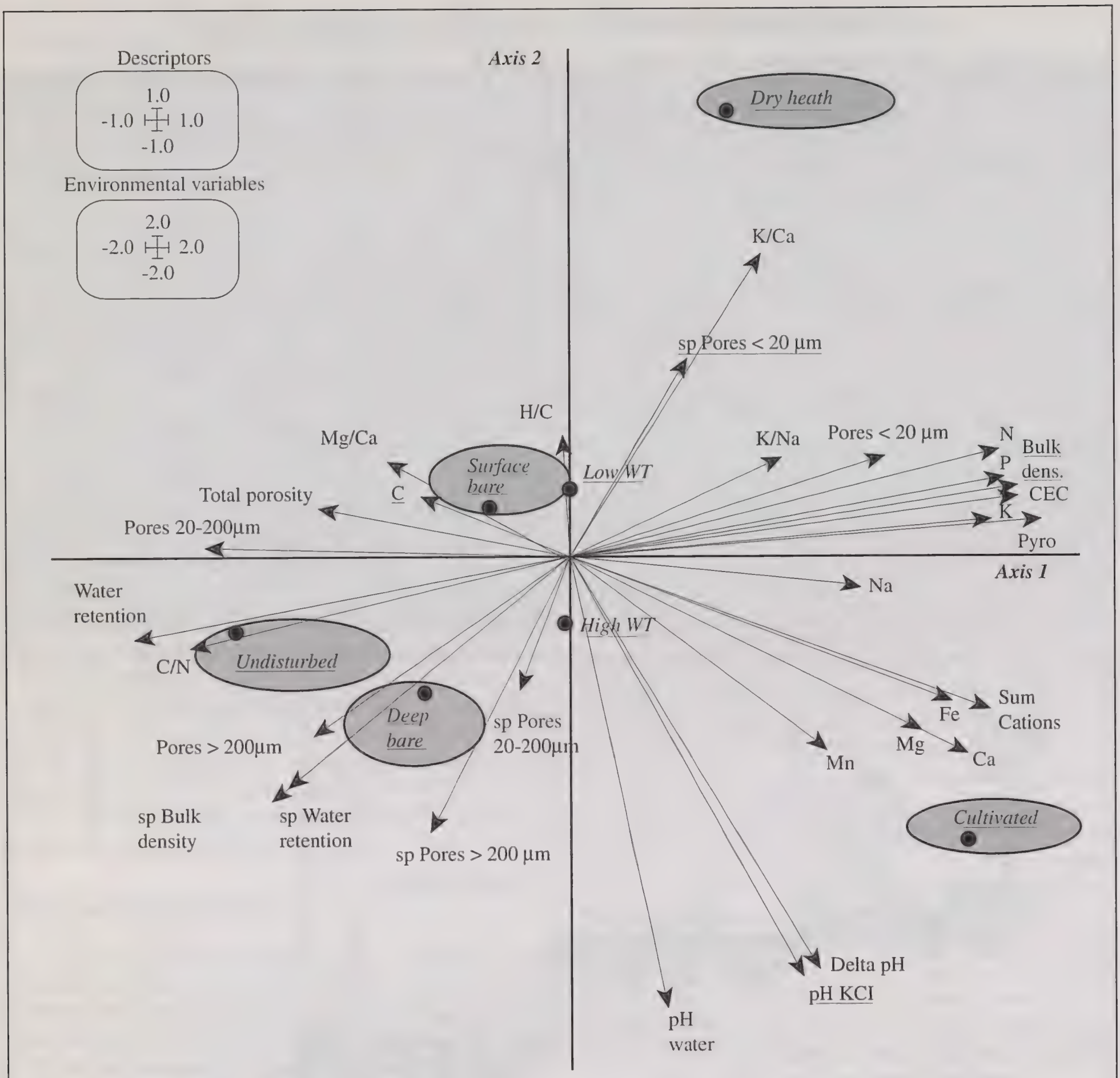


FIG. 1.– Toposequence of peat bog habitats along a gradient of increasing human impact: (1) undisturbed bog, (2) dry heathland, (3) surface (0-45 cm) and (4) deeper (45-90 cm) layers of bare peat formerly used for harvesting horticultural peat, (5) cultivated, fertilized peatland ("cultivated peat"). Black bars indicate location of peat cores sampled for the experiments.

Toposéquence des habitats de tourbière le long d'un gradient d'influence humaine croissante: (1) tourbière intacte, (2) lande drainée, (3) tourbe nue raclée pour la production de terreau horticole, surface (0-45 cm) et (4) profondeur (45-90 cm), (5) prairie cultivée. Les barres noires indiquent la position des carottes de tourbes prélevées pour les expériences.

Source : MNHN



Axes	*1*	*2*	*3*	*4*	*Total variance*
Eigenvalues	.38	.14	.09	.05	1.00
Species-environment correlations	.95	.95	.92	.82	
Cumulative percentage variance					
of species data	38.3	52.7	61.5	66.9	
of species-environment relation	55.7	76.6	89.5	97.3	
Sum of all unconstrained eigenvalues					1.00
Sum of all cnonical eigenvalues					

Fig. 2a.– A scatter diagram of the redundancy analysis of the surface peat layers (0-5 cm) with all the physico-chemical descriptors and the environmental variables (two water levels and five peat-types). Samples are not represented. Quotients of surface/depth values are indicated by "sp". "WT" stands for water table level. Axes 1 and 2 are represented.

Diagramme de l'analyse canonique de redondance portant sur les propriétés physico-chimiques (descripteurs) des strates superficielles (0-5 cm) des tourbes, avec les variables environnementales (deux niveaux de nappe d'eau et cinq types de tourbes). Les objets ne sont pas représentés. Les quotients des valeurs "strate de surface/ strate de profondeur" sont signalés par le suffixe "sp". "WT" signifie "niveau de la nappe d'eau". Les axes 1 et 2 sont représentés.

Source : MNHN

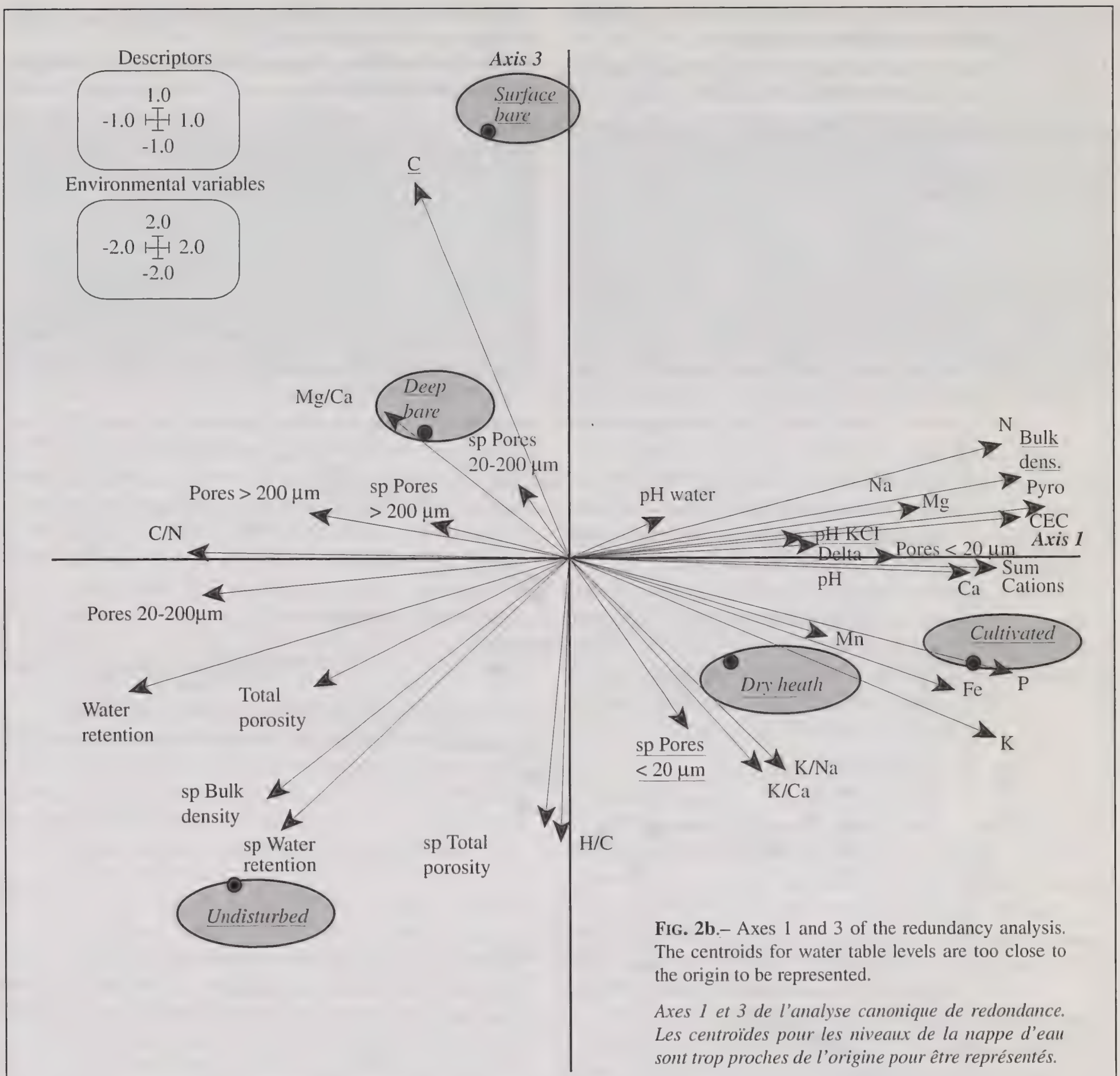


FIG. 2b.– Axes 1 and 3 of the redundancy analysis. The centroids for water table levels are too close to the origin to be represented.

Axes 1 et 3 de l'analyse canonique de redondance. Les centroïdes pour les niveaux de la nappe d'eau sont trop proches de l'origine pour être représentés.

The undisturbed peat from Le Cachot is characterized by its oligotrophy, low bulk density and low humification (low pyro index, high H/C quotient). The low C/N quotient of the deepest layers probably reflects earlier, more minerotrophic conditions, as suggested by the dominating *Cyperaceae* macroremnants which were found at that depth.

On the contrary, the site of Les Ponts-de-Martel, where the other peat types were collected, is characterized by deeper oligotrophic peat. Thus, the dry heath peat shows a profile with some opposite characteristics to the undisturbed profile. The C/N quotient increases with depth and minerotrophy is more pronounced at the surface. Yet on the whole, Ca content is as low as in the undisturbed site, while Mg, K, and Na are as high as in the cultivated peat, which has an additionaly high Ca content. Surface and deep bare peats show intermediate properties between the undisturbed peat and that from the dry heath.

According to the classification of peat soils based upon fiber content and pyrophosphate index (LÉVESQUE & DINEL, 1977), all peat layers from the 5 profiles can be considered as fibrist as far as their fiber content is concerned. But a clear discrepancy with the results expected from the classification model of LÉVESQUE & DINEL (1977) appears when taking into account the pyrophosphate index. Indeed, except for the undisturbed peat, all

Source : MNHN

TABLE II.– Ranking of the peat descriptors with a contribution exceeding 5% to the total variance of the data set.

Classement des descripteurs des tourbes ayant une contribution supérieure à 5 % à la variance totale de l'échantillon.

Rank	Descriptor	Relative	Cumulative
1	Bulk density	40%	40%
2	pH (KCl)	15%	55%
3	s/d Pores > 20µm	10%	65%
4	Ctot	8%	73%

TABLE III.– Correlations between the main physico-chemical descriptors (p = 0.01 for r > |0.46|).

Corrélations entre les principaux descripteurs physico-chimiques (p = 0.01 pour r > |0.46|).

Tot C	-0.34						
Tot N	0.59	-0.11					
C/N	-0.45	0.31	-0.92				
pH KCl	0.73	-0.21	0.25	-0.23			
H/C	-0.13	-0.73	0.02	-0.27	-0.22		
Bulk density	0.74	-0.19	0.95	-0.79	0.32	-0.02	
sp Pores < 20 µm	0.04	-0.19	0.13	-0.11	-0.20	0.16	0.15
	Tot Ca	Tot C	Tot N	C/N	pH KCl	H/C	Bulk

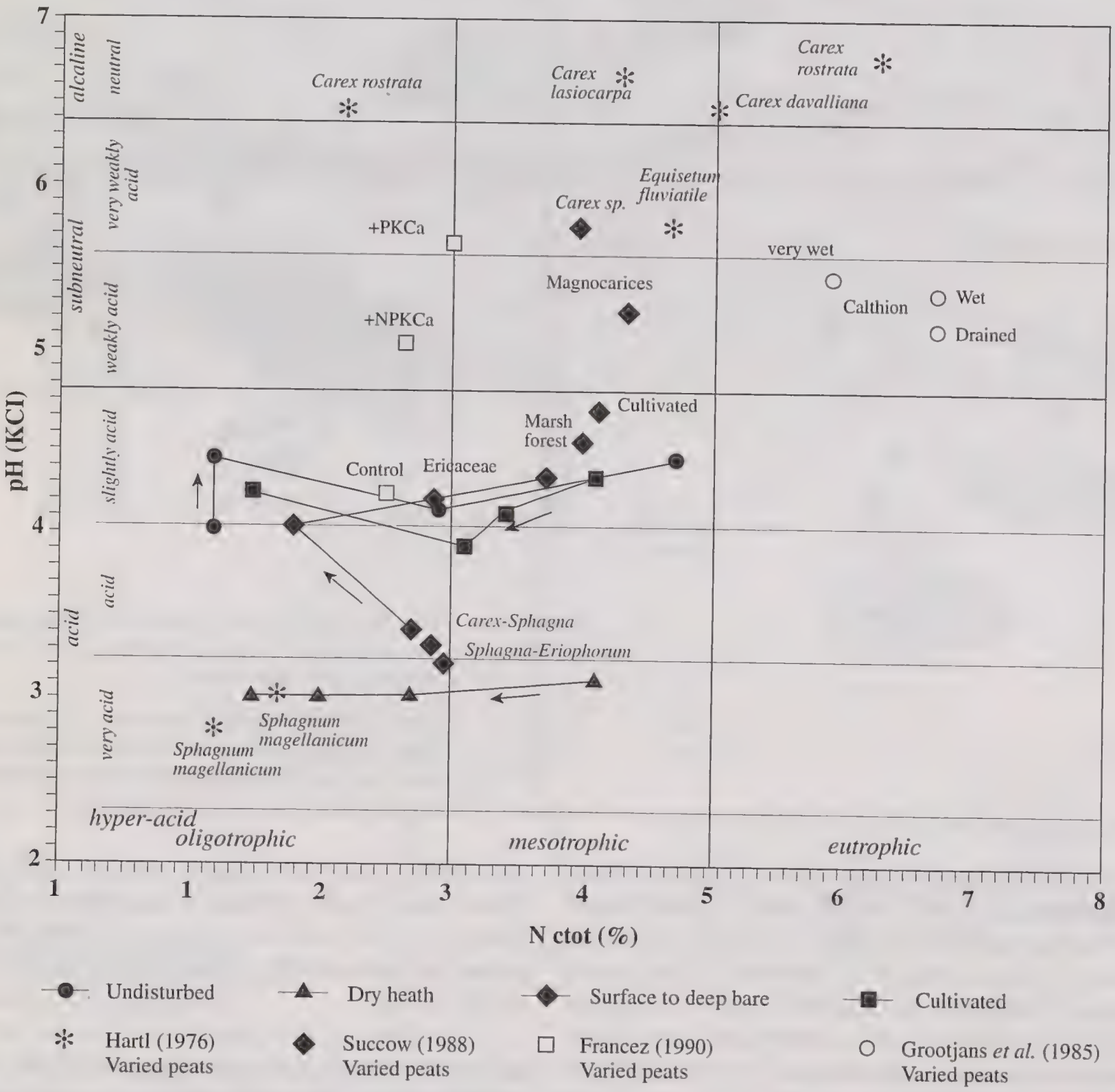


FIG. 3.– Scatter diagram of the trophic level of histic horizons of our study compared with data compiled from litterature. Peat samples are identified by the dominant plants species in the original material, respectively by the treatment applied. Arrows indicate direction towards the upper layers.

Distribution comparée entre les niveaux trophiques des horizons histiques étudiés dans notre travail et des données de la littérature. Les échantillons de tourbes sont identifiés par l'espèce de plante dominante dans le matériel végétal d'original, respectivement par le traitement appliqué. Les flèches relient les échantillons d'un même profil de tourbe, en indiquant la direction du bas vers le haut du profil.

Source : MNHN

the other analysed peat layers show a high pyrophosphate index (> 15 or even > 30), which is not in accordance with their still high fiber contents (> 40%). DINEL (pers. comm.) suggested that this was due to some methodological differences, as we did not use glass balls while shaking the peat samples to separate aggregates of non-fibrous material. But GOBAT, GROSVERNIER & MATTHEY (1986) have shown experimentally that using glass balls did not result in a significantly different fiber content from when they were not used.

This highlights some limitations of the classification of peats from disturbed situations based upon the combination of their fiber content and pyrophosphate index. It has long been recognized that in some situations, at least for cultivated peats with a very high pyrophosphate index, the "fiber content" concept is no longer representative (AFES, 1995). Furthermore, the botanical composition should be similar between peat samples which are to be compared by means of respective pyrophosphate indices (GROSSE-BRAUCKMANN, 1990). Therefore, we aimed to refine the particle size classification (GOBAT & PORTAL, 1985; GOBAT *et al.*, 1991) and to determine more universal discriminating properties to characterize our peat samples.

MULTIVARIATE ANALYSIS

A Principal Components Analysis, including all the 180 peat samples collected at the end of our *Sphagnum* growth experiments, showed that differences were expressed only, or mainly, among surface layers (0-5 cm) and not so much among deeper layers (40-45 cm). Therefore, we further focused only on surface layers.

According to BORCARD, LEGENDRE & DRAPEAU (1992), a Redundancy Analysis (RDA), combined with the use of covariables, made it possible to separate out and to quantify the respective influence of the so-called "environmental variables" or explanatory variables. The water table level accounted for only 3% of the total variance, while 65% of the variance was related to the peat-type. Species and microclimate had a negligible effect on the peat properties.

The scatter diagram of the RDA (FIG. 2a and b) shows the quantitative physico-chemical descriptors (vectors) and the qualitative environmental variables (centroids). Among the latter the centroids for the two water table levels are close to the origin, reflecting their low explanatory contribution, while the centroids of the five different peat types are well separated.

Axis 1 is positively correlated with descriptors such as bulk density, total N content, pyrophosphate index and CEC (FIG. 2a). It characterizes peats with a high density, a high nutrient content and a high humification degree on the right half of the diagram. The cultivated and the dry heath peats are such ones, as is shown by their respective centroids. On the opposite side of the diagram, the undisturbed peats are characterized by a low density, high C/N ratio, high porosity and water retention capacity. Axis 2 is correlated with pH and it makes it possible to distinguish clearly the minerotrophic, low acid cultivated peats from the very acid dystrophic dry heath peats.

Furthermore, total carbon content is correlated with axis 3. As shown in figure 2b, the five peat types are arranged along axis 3 on a gradient of humification expressed by the total carbon content, which is negatively correlated with the H/C ratio (TAB. III). Thus, the undisturbed peats, with a humified aliphatic organic matter fraction, appear at the bottom of the diagram, while the more humified surface bare peats are characterized by an aromatic tendancy of the humified organic matter and a high total carbon content.

When considering the different descriptors and using the "RANK" procedure of the MULVA4 program, it was possible to order the descriptors in decreasing order of their respective contribution to the total variance of the data set (TAB. II). Bulk density thus appears as a major contributor to the differences observed between peat samples, with 40% relative variance. The pH (15%), the proportion of micro- and fine mesopores (< 20 µm) between surface and depth (10%), and total carbon content (8%), also are important dicriminant descriptors.

DISCUSSION

In his extensive synthesis of the soils of central European mires, SUCCOW (1988) used three criteria to characterize peats: (i) the percentage of organic matter (OM), (ii) the total N concentration and (iii) the $pH_{(KCl)}$. Besides the fact that these descriptors are among the ones that appeared to be most discriminating in our own study, SUCCOW's approach has several advantages.

Firstly, it fills up a gap in the classification of histosols by clarifying the limit between An (Anmoor) and truly histic horizons. GROSSE-BRAUCKMANN (1990) defines An horizons as having an OM content between 15 and 30%, peats being characterized by an organic matter content (OM) exceeding 30%. The French referential (AFES, 1995) does not give a clear definition of An horizons. It only mentions that An horizons may have an OM content exceeding 20%, while peats are defined as horizons with an OM greater than 50%. Such differences may result from methodological differences (e.g., temperature of combustion to determine OM content). In this respect, the classification proposed by SUCCOW (1988) covers the full range from 15 to more than 90% OM (TAB. IV) and sets clear limits.

Secondly, the determination of the OM can be based on a simple method, i.e., the loss on ignition (LOI).

Source : MNHN

TABLE IV.– Classification of organic horizons according to SUCCOW (1988).

Classification des horizons organiques selon SUCCOW (1988).

Type of substrate	Suggested horizon	Organic matter (%)
Antorfe	An	> 15-30
Halbtorfe	hemihistic	> 30-70
Volltorfe	holohistic	> 70 - 90
Reintorfe	euhistic	> 90

According to HOWARD (1964), the LOI can be assimilated to the OM for peats having a LOI exceeding 60%, while for the others the following approximation can be used: OM = LOI - {(2.04 * ash %) / 100}. This approach has been used successfully by GOBAT (1984) and GIUGNI (1991) while working on the comparative classification of histosoils and phytosociological vegetation units. Furthermore, it seems better than multiplying the total C by a constant as did SUCCOW (1988), because the proportion of carbon in the organic matter varies with the degree of humification and the kind of organic matter.

Thirdly, by using the total N in combination with the $pH_{(KCl)}$, we can obtain a clear image of the trophic level of a peat sample (FIG. 4). WHEELER & SHAW (1995) determined two distinct gradients through the analyses of water samples from a wide range of British mire sites. One gradient is related to fertility, expressed mainly by mineral N, P and K contents, and corresponds to an oligotrophic-eutrophic gradient. The other one is related to pH, electrical conductivity and base-richness, such as Ca and Mg, and corresponds to an ombrotrophic-minerotrophic gradient. Again, determination of total or mineral N and of pH are easy and highly standardised methods.

SUCCOW (1988) suggested expressing the N content in terms of percentage of the total C content, which is another way to express the more usual C/N ratio. Indeed, the N_{Ctot} is an interesting measure of expressing the fertility level, at least for histic horizons in which the proportion of $CaCO_3$ is negligeable. But as was seen in our study, the C/N ratio is highly negatively correlated with the total N content and, as pointed out by GOBAT (1984) and SUCCOW (1988) himself, it could be more representative to use the total N concentration, expressed in $mmol/dm^3$, because plants exploit a given volume rather than a weight of soil around their root system.

This, in turn, emphasizes the importance of measuring bulk density, and we have seen that bulk density has proved to be a good integrative descriptor of peat properties. Moreover, measuring bulk density certainly is an easy and quick way to integrate such an important property as the botanical composition of the original material (BUTTLER, DINEL & LÉVESQUE, 1994).

CONCLUSION

The French Pedological Referential (AFES, 1995) aims at providing systematic references to classify soils. In this respect, the use of the relation between fiber content and pyrophosphate index for fibrous peats is fully justified. Thus it is consistent with other soil classification systems such as the SSSA's (1974). With our results, based upon Succow's suggestions (1988), we contribute (i) to clarify the limits between An and histic horizons (see table 4) and (ii) to suggest a more ecological and functional approach to the understanding of the soils of bog ecosystems modified by human impacts.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank L. PAGANUZZI and A. JEANNERET for technical help and E. Boss for translation supervision. This research was funded by the Swiss National Research Fund (Grant 3.167-0.88).

REFERENCES

ASSOCIATION FRANÇAISE POUR L'ETUDE DES SOLS (AFES), 1995.– *Référentiel pédologique - principaux sols d'Europe*. INRA, Paris: 222 p.

BORCARD, D., LEGENDRE, P. & DRAPEAU P., 1992.– Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73: 1045-1055.

BUTTLER, A., DINEL, H. & LÉVESQUE, P.E.M., 1994.– Effects of physical, chemical and botanical characteristics of peat on carbon gas fluxes. *Soil Science*, 5: 365-374.

BUTTLER, A., GROSVERNIER, PH., & MATTHEY, Y., 1998.– Development of *Sphagnum fallax* diaspores on bare peat, with implications for the restoration of cut-over bogs. *Journal of Applied Ecology*, 35: 800-810.

BUTTLER, A., GROSVERNIER, PH., & MATTHEY, Y. 1998.– A new sampler for extracting undisturbed surface peat cores for growth experiments. *New Phytologist*, 140: 355-360.

FRANCEZ, A.J., 1990.– *Production primaire et accumulation de matière organique dans les tourbières à Sphaignes des Monts du Forez (Puy-de-Dôme). Influence des activités humaines sur leur fonctionnement et leur évolution*. Thèse de Doctorat ès Sciences, Ministère de l'Environnement, S.R.E.T.I.E. / C.E.R.E.M.C.A., France: 397 p.

GIUGNI, G., 1991.– Etude phyto-écologique des bas-marais et marais de pente (*Caricion davallianae*) des Préalpes chablaisiennes (suisse et françaises). *Matériaux pour le levé géobotanique de la Suisse* (Commission géobotanique de l'Académie Suisse des Sciences Naturelles), 67: 198 p.

GOBAT, J.M., 1984.– *Ecologie des contacts entre tourbières acides et bas-marais alcalins dans le Haut-Jura Suisse*. Thèse de Doctorat ès Sciences, Université de Neuchâtel, Switzerland: 255 p.

GOBAT, J.M. & PORTAL, J.M., 1985.– Caractérisation de cinq tourbes oligotrophes représentatives d'une dynamique de la végétation dans le Jura Suisse. *Science du Sol*, 2: 59-74.

GOBAT, J.M., GROSVERNIER, PH. & MATTHEY, Y., 1986.– Les tourbières du Jura Suisse. Milieux naturels, modifications

Source : MNHN

humaines, caractères des tourbes, potentiel de régénération. *Actes de la Société Jurassienne d'Emulation,* 1986: 213-315.

GOBAT, J.M., GROSVERNIER, PH., MATTHEY, Y. & BUTTLER, A., 1991.– Un triangle granulométrique pour les tourbes: analyse semi-automatique et représentation graphique. *Sciences du Sol,* 29: 23-35.

GROOTJANS, A.P., SCHIPPER, P.C. & VAN DER WINDT, H.J., 1985.– Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows. I.-*Calthion palustris* stands. *Acta Oecologica/Oecologia Plantarum,* 6: 403-417.

GROSSE-BRAUCKMANN, G., 1990.– *Ablagerungen der Moore.* In: K. GOETTLICH (ed), *Torf-und Moorkunde,* E. Schweizerbart'sche Verlags-buchhandlung, Stuttgart: 175-236.

GROSVERNIER, PH., MATTHEY, Y. & BUTTLER, A., 1997.– Growth potential of three *Sphagnum* species in relation to water table level and peat properties and implication for their restoration in cut-over bogs. *Journal of Applied Ecology,* 34: 471-483.

HARTL, H., 1976.– Untersuchungen über das mineralische Nährstoffangebot in Moorböden und dessen Beziehungen zum Trophiegrad der Gewässer. *Carinthia II,* 166: 329-338.

HOWARD, P.J.A., 1964.– The carbon-organic matter factor in various soil types. *Oikos,* 15: 229-236.

KAILA, A., 1956.– Determination of the degree of humification in peat samples. *Maatalous Akakaoushyia*, 28: 18-35.

LEVESQUE, M.P. & DINEL, H., 1977.– Fiber content, particle-size distribution and some related properties of four peat materials in eastern Canada. *Canadian Journal of Soil Sciences*, 57: 187-195.

MCKEAGUE, J.A. (ed), 1976.– *Manual of soil sampling and methods of analysis*. Canadian Society of Soil Science, Ottawa, Canada.

SSSA 1974.– *Histosols*. SSSA, special publication series (Nr.6). Madison, USA.

SUCCOW, M., 1988.– *Landschaftsökologische Moorkunde*. Gebrüder Borntraeger, Berlin: 340 p.

TER BRAAK, C.J.F., 1988.– *CANOCO - a FORTRAN program for Canonical Community Ordination by partial, detrended or canonical correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1).* Agricultural Mathematics Group, Wageningen, The Netherlands: 96 p.

TER BRAAK, C.J.F., 1990.– *Update notes: CANOCO version 3.10.* Agricultural Mathematics Group, Wageningen, The Netherlands: 35 p.

TOPP, G.C. & ZEBCHUK, 1979.– The determination of soil-water desorption curves for soil cores. *Canadian Journal of Soil Science,* 59: 19-26.

WHEELER, B. D. & SHAW, S.C., 1995.– *A focus on fens - Controls on the composition of fen vegetation in relation to restoration.* In: WHEELER, B.D., SHAW, S.C., FOJT, W.J. & ROBERTSON, R.A. (eds), *Restoration of Temperate Wetlands,* John Wiley & Sons Ltd, Chichester: 49-72.

WHEELER, B.D., SHAW, S.C., FOJT, W.J. & ROBERTSON, R.A. (eds) 1995.– *Restoration of Temperate Wetlands*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester: 562 p.

WILDI, O. & ORLOCI, L., 1990.– *Numerical exploration of community patterns*. SPB Academic Publishing bv: 124 p.

VERSION FRANÇAISE ABRÉGÉE

Dans le cadre de la problématique liée à la régénération des tourbières perturbées par différentes activités humaines (drainage, extraction de tourbe, agriculture), nous avons été amenés à caractériser des tourbes utilisées pour des expériences de croissance de sphaignes (*Sphagnum* sp.) en conditions contrôlées (GROSVERNIER, MATTHEY & BUTTLER, 1997). Nous avions notamment à mesurer d'éventuelles modifications des propriétés physico-chimiques des tourbes suite aux traitements expérimentaux (différences du niveau moyen de la nappe d'eau ; microclimat). Dans cet article nous souhaitons contribuer à la clarification de quelques incertitudes qui subsistent dans la classification des histosols telle qu'elle a paru dans le Référentiel pédologique français (AFES, 1995).

Les propriétés physico-chimiques des tourbes provenant de quatre sites du Jura Suisse, choisis le long d'un gradient avec une influence humaine croissante (tourbière intacte en tant que témoin, lande drainée, tourbe nue raclée pour la production de terreau horticole, prairie cultivée), ont été caractérisées.

Des carottes de tourbe de 55 cm de long et 13 cm de diamètre, récoltées dans les différents sites, ont été placées dans des pots de pvc pour être utilisées dans une expérience en serre. Cette expérience avait été conçue pour évaluer le potentiel de croissance de différentes espèces de sphaignes (*Sphagnum* sp.) sur différents substrats tourbeux. Les effets du drainage ont été simulés en maintenant un niveau d'eau permanent à 40 cm de profondeur dans la moitié des pots, tandis que l'autre moitié des carottes de tourbe étaient maintenues saturées jusqu'en surface en permanence.

Après deux ans, les traitements expérimentaux n'ont pas eu d'influence marquante sur les propriétés des différentes tourbes. Malgré d'inévitables petits changements dus aux conditions artificielles régnant dans la serre, les types de tourbes définis au début sont restés clairement distincts.

La densité apparente, le pH, la distribution verticale de la porosité dans le profil de tourbe, le carbone total, le rapport atomique H/C et l'azote total s'avèrent être des propriétés discriminantes qui permettent de caractériser les différentes tourbes étudiées.

Sur la base de ces observations, des adaptations de la classification des histosols du "Référentiel Pédologique" (AFES, 1995) sont suggérées, en utilisant en outre des critères proposés par SUCCOW (1988).

Source : MNHN

Source : MNHN

Écologie, t. 30 (1) 1999 : 33-38

PHYSICO-CHEMICAL AND ENZYMOLOGICAL PROPERTIES OF A ROMANIAN EUTROPHIC PEATLAND UNDER AGRICULTURAL USE

D. PASCA[1] & S. KISS[2]

[1]*Institute of Biological Research*
[2]*Babes-Bolyai University, 3400 Cluj, Romania (Fax: 004064191238, e-mail: icb@mail.dntcj.ro)*

SUMMARY
(review paper)

A drained peatland located at Lozna (Botosani county) was studied. A part of this peatland is, since 1930, cultivated with maize and other agricultural plants; the other part of the peatland is used for peat extraction. Physico-chemical and enzymological analyses were carried out on samples taken from the wall of an excavated area, situated in the close vicinity of the agricultural land. Sampling depths were : 30-50, 80-100, 130-150, 180-200 and 230-250 cm. The dry matter, organic matter, organic C, total N contents, C/N ratio, pH, 8 enzymatic activities [amylase, carboxymethylcellulase (CMCase), dextranase, urease, phosphatase, actual and potential dehydrogenase and catalase] and the non-enzymatic catalytic activity were determined. Numerous significant positive correlations were evidenced, namely a) between organic C and total N contents, b) between total N and amylase and CMCase activities, c) between pH and actual dehydrogenase activity, d) between amylase and CMCase activitities, e) between actual and potential dehydrogenase activities. The anthropic influences in this peatland do not seem to have affected the enzymatic potential of peat.

KEY WORDS: Peat - C/N ratio - pH - Enzymatic potential - Agriculture - Drainage.

RÉSUMÉ
(travail de synthèse)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENZYMATIQUES DANS UNE TOURBIERE EUTROPHE CULTIVÉE DE ROUMANIE
Une tourbière drainée, localisée à Lozna (Département de Botosani), a été étudiée. Une partie de cette tourbière est cultivée, depuis 1930, avec du maïs et d'autres plantes agricoles ; l'autre partie de la tourbière est utilisée pour l'extraction de la tourbe. Des analyses physico-chimiques et enzymologiques ont été réalisées à partir d'échantillons prélevés dans la paroi d'une aire excavée, située dans le proche voisinage du terrain agricole. Les profondeurs d'échantillonnage ont été : 30-50, 80-100, 130-150, 180-200 et 230-250 cm. On a déterminé le contenu en matière sèche, matière organique, C organique, N total, le rapport C/N, le pH, 8 activités enzymatiques [amylase, carboxyméthylcellulase (CMCase), dextranase, uréase, phosphatase, déshydrogénase actuelle et potentielle et catalase] et l'activité catalytique non-enzymatique. De nombreuses corrélations positives significatives ont été mises en évidence, notamment a) entre le contenu en C organique et N total ; b) entre le N total et l'activité de l'amylase et de la CMCase ; c) entre le pH et l'activité déshydrogénasique actuelle ; d) entre les activités de l'amylase et de la CMCase ; e) entre l'activité déshydrogénasique actuelle et celle potentielle. Les influences anthropiques dans cette tourbière ne semblent pas avoir affecté le potentiel enzymatique de la tourbe.

MOTS CLÉS : Tourbe - Rapport C/N - pH - Potentiel enzymatique - Activité agricole - Drainage.

INTRODUCTION

The eutrophic peatlands and the influences exerted on them by anthropic factors are studied using several physical, chemical and biological methods. Enzymological methods were also applied, and it has been found that the level of enzymatic activity is a good indicator of the degradation of eutrophic peatlands as well as of their bioremediation (*e.g.* KUPREVICH & SHCHERBAKOVA, 1971; KÜSTER, 1980; RADULESCU *et al.*, 1981; MATHUR, 1982; FUCHSMAN, 1983; SHCHERBAKOVA, 1983; SPEIR & ROSS, 1990; FREEMAN *et al.*, 1996). In this paper we present some physico-chemical properties and enzymatic activities in samples taken from the Lozna peatland, which is one of the most important eutrophic peatlands in Romania. The studied area was affected by anthropic factors related to its long-term agricultural use.

Source : MNHN

MATERIALS AND METHODS

SITE DESCRIPTION

The Lozna peatland is situated in the Botosani county (FIG. 1), at 300 m a.s.l. and covers about 100 ha. The studied area was drained. A part of the drained peatland has been under agricultural use since 1930, being cultivated with maize and other crops. The other part is used for peat extraction. The peat is formed mainly from the moss *Drepanocladus aduncus*, but also contains residues of other plants belonging mostly to the genera *Chrysohypnum, Carex, Phragmites, Typha, Salix, Alnus, Fagus*; *Pinus* and *Abies* pollens were recorded only from the deepest peat layers (MITITELU *et al.*, 1974).

For physico-chemical and enzymological analyses, peat samples were taken from the wall of an excavated place located in the close vicinity of the agricultural land. Sampling depths were: 30-50, 80-100, 130-150, 180-200 and 230-250 cm.

PHYSICO-CHEMICAL ANALYSES

The field-moist peat samples were analysed, with the methods recommended by DAVIDESCU *et al.* (1963), to determine their dry matter, organic matter, organic carbon, total nitrogen contents and C/N ratio. pH was determined in field-moist, air-dried and inactivated peat samples. For inactivation (thermal destruction of enzymes), a sample of the air-dried, ground, sieved peat (enzyme-active peat) was treated with distilled water at a ratio of 1:1 (weight/volume), autoclaved at 120°C for 30 minutes, and finally, the autoclaved peat was dried at 110°C.

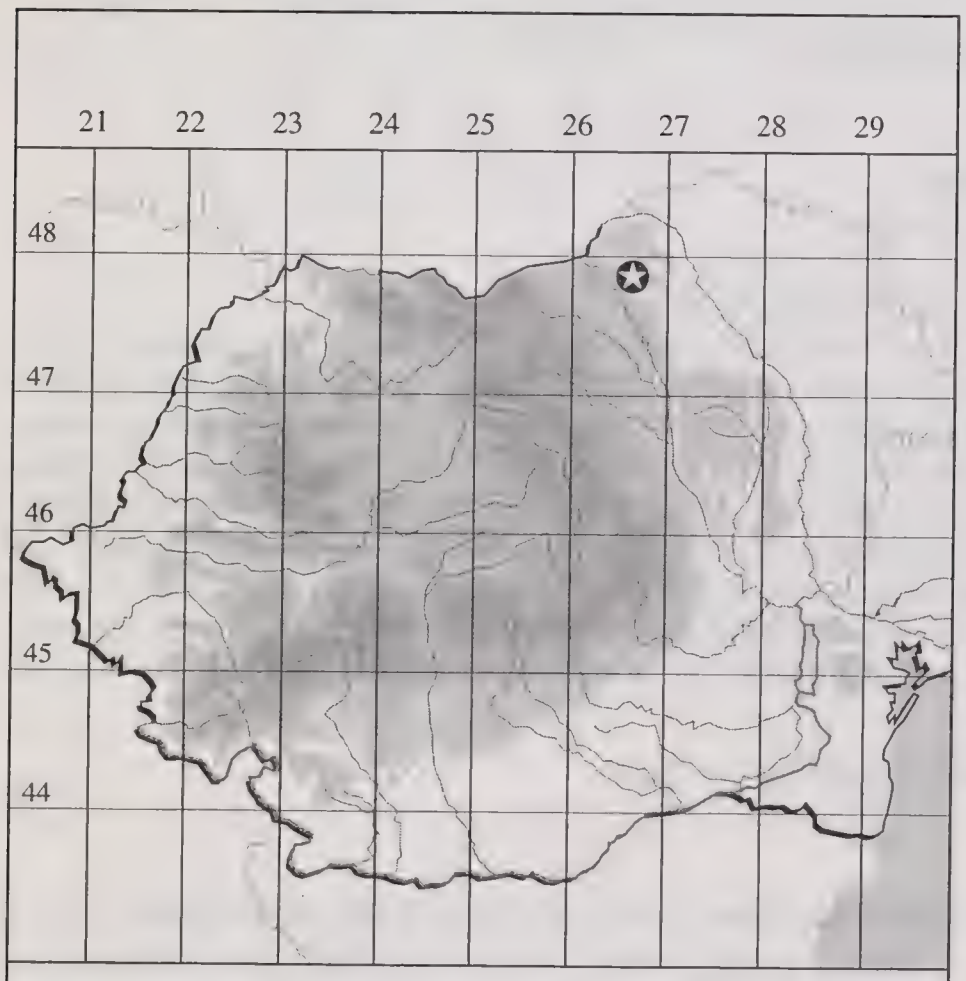


FIG. 1.– The geographic position of the Lozna peatland (Botoşani county) indicated by the black circle.

Situation géographique (cercle noir) de la tourbière de Lozna, département de Botoşani.

ENZYMOLOGICAL ANALYSES

Samples of the enzyme-active peat were used to determine eight activities. The samples were treated with solutions of the enzyme substrates and the reaction mixtures were incubated. Following incubation, the product(s) formed from the substrate in the enzyme-catalysed reaction or the residual substrate were analysed quantitatively.

Amylase and carboxymethylcellulase (CMCase) activities were determined by using the SOMOGYI (1952)-NELSON (1944) method for analysing the reducing sugars produced from the substrate (soluble starch in buffered or nonbuffered reaction mixtures and carboxymethylcellulose, respectively) under the action of amylase and CMCase, respectively. Dextranase was assayed according to DRAGAN-BULARDA & KISS (1972). For determination of urease activity the method described by SUMNER (1955) was adapted. The method of KRAMER & ERDEI (1959) was applied for determination of phosphatase activity, and the method of CASIDA *et al.* (1964) was used for determination of the actual and potential dehydrogenase activities. The total H_2O_2-splitting activity (*i.e.* enzymatic = catalase plus nonenzymatic catalytic activity) was assayed in enzyme-active peat samples, whereas the nonenzymatic catalytic activity was determined separately, in inactivated peat samples; in both cases, the residual H_2O_2 was analysed according to KAPPEN (1913).

In determination of each activity, the control reaction mixtures contained a) inactivated peat; b) no peat; c) no substrate solution (this was replaced by distilled water).

The activities were expressed in nanomoles of reaction product(s)/g dried peat/minute, excepting total, enzymatic (catalase) and nonenzymatic catalytic (H_2O_2-splitting) activities which were expressed in nanomoles of decomposed substrate (H_2O_2)/g dried peat/minute.

CORRELATION ANALYSIS

The data obtained in the physico-chemical and enzymological analyses were submitted to correlation analysis (SACHS, 1968). The correlation coefficients and their significance were calculated concerning all physico-chemical properties and enzymatic and nonenzymatic catalytic activities determined.

Source : MNHN

TABLE I.– Physico-chemical properties of eutrophic peat.
Propriétés physico-chimiques de la tourbe eutrophe.

Properties	Sampling depth of peat (cm)				
	30-50	80-100	130-150	180-200	230-250
Dry matter content (%)	20.10	18.35	14.33	16.73	19.48
Organic matter content (%)	81.20	48.80	81.80	51.50	50.50
Organic carbon content (%)	47.20	28.30	47.50	29.90	29.30
Total nitrogen content (%)	2.10	1.39	1.88	1.48	1.27
C/N	22.48	20.36	25.26	20.20	23.07
pH of field-moist peat	7.57	6.65	7.80	7.85	7.73
pH of air-dried peat	7.40	6.75	6.70	7.15	7.15
pH of autoclaved peat	6.75	7.10	6.60	7.35	7.45

RESULTS

PHYSICO-CHEMICAL PROPERTIES

Table I shows that the dry matter content in the five peat samples analysed did not exceed 20.1% and oscillated between restricted ranges. Organic matter, organic carbon and total nitrogen contents in samples taken from the 30-50-cm-deep layer (81.20, 47.20 and 2.10%, respectively) and from the 130-150-cm layer (81.80, 47.50 and 1.88%, respectively) were higher than the values obtained for the other three peat layers (48.80-51.50, 28.30-29.90 and 1.27-1.48%, respectively). These data indicate that the samples from the 30-50 and 130-150-cm depths, on one hand, and the samples from the depths of 80-100, 180-200 and 230-250 cm, on the other hand, had a high degree of similarity. The C/N ratio did not register essential differences among the samples. As expected, pH of the field-moist peat samples was slightly alkaline (7.57-7.85), excepting the sample from the 80-100-cm depth which was weakly acid (pH 6.65). Air-drying and autoclaving brought about small diminutions in pH, excepting again the sample from the 80-100-cm depth in which slight pH increases occurred.

ENZYMATIC AND NONENZYMATIC CATALYTIC ACTIVITIES

Decomposition of enzyme substrate was negligibly low in inactivated (autoclaved) peat samples. The only exception was H_2O_2 splitting, which gave measurable values in all of the inactivated peat samples. Results of the enzymological analyses are presented in Table II. As shown in this table, amylase, CMCase, phosphatase, catalase and nonenzymatic activities were measurable in all peat samples. Dextranase and urease activities were not measurable in peat samples from the 180-200- and 230-250-cm depths, and actual and potential dehydrogenase activities were lacking in the 130-150-cm peat layer.

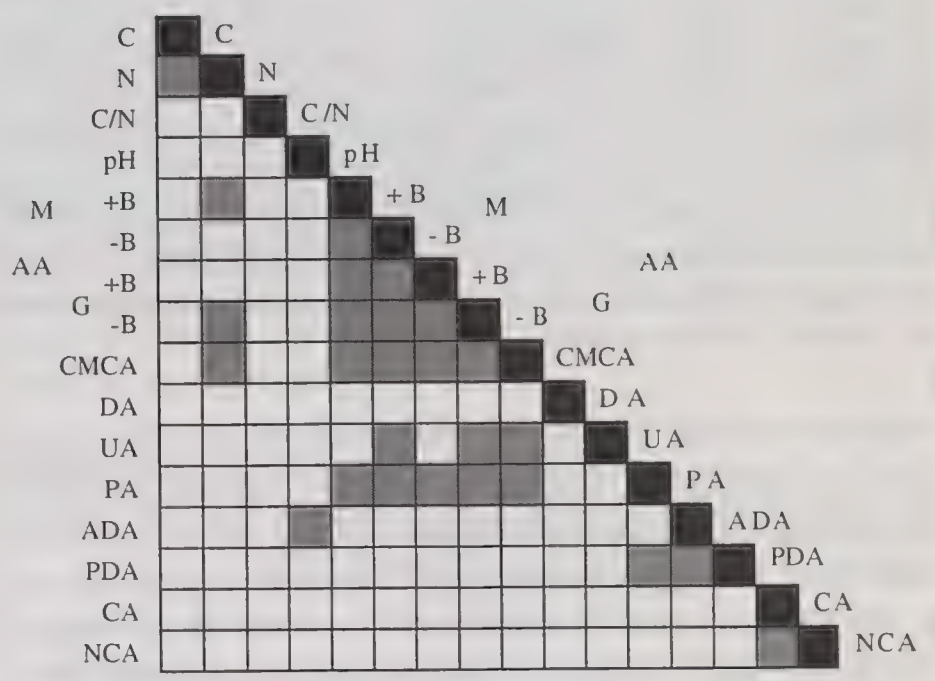


FIG. 2.– Correlations between physico-chemical characteristics and enzymatic and nonenzymatic catalytic activities in eutrophic peat. Identity (black); Significant correlations (grey) Unsignificant correlations (white).
C - Organic carbon (%); N - Total nitrogen (%); pH of air-dried peat; AA - Amylase activity; M - Maltose (reference sugar); G - Glucose (reference sugar); +B - Buffer added; -B - Buffer not added; CMCA - Carboxymethylcellulase activity; DA - Dextranase activity; UA - Urease activity; PA - Phosphatase activity; ADA - Actual dehydrogenase activity; PDA - Potential dehydrogenase activity; CA - Catalase activity; NCA - Nonenzymatic catalytic activity.

Corrélations entre les paramètres physico-chimiques et les activités enzymatiques et non - enzymatiques dans la tourbe eutrophe étudiée. Identité (noir) ; corrélations significatives (gris) ; pas de corrélation (blanc).
C - carbone organique (%) ; N- azote total (%) ; pH sol (séché à l'air) ; AA : activité amylase ; M - maltose et G - glucose (sucres référence) ; +B - + tampon ; -B - sans tampon ; CMCA activité carboxyméthylcellulase ; DA - activité dextranase ; UA - activité uréase ; PA - activité phosphatase ; ADA - activité déshydrogénase actuelle ; PDA - activité déshydrogénase potentielle ; CA - activité catalytique ; NCA - activité catalase non-enzymatique.

Source : MNHN

TABLE II.– Enzymatic and nonenzymatic catalytic activities in eutrophic peat (nanomoles of reaction product(s) or decomposed substrate/g dried peat/minute).
Activités enzymatiques et non-enzymatiques dans la tourbe eutrophe étudiée, exprimées en nanomoles (produit de réaction ou substrat décomposé) g tourbe sèche^{-1} mn^{-1}).

Activity			Sampling depth of peat (cm)				
			30-50	80-100	130-150	180-200	230-250
Amylase	Maltose*	+ Buffer	4352.2	1642.6	2544.5	1961.2	1343.3
		-Buffer	3987.6	1600.4	1876.7	1658.0	974.8
	Glucose*	+ Buffer	3401.4	1389.8	2018.9	1638.5	1155.7
		- Buffer	3123.5	1345.9	1631.2	1324.4	892.4
CMCase			224.8	115.6	149.0	107.9	83.5
Dextranase			39.8	37.2	51.4	0.0	0.0
Urease			20326.7	10163.3	6467.5	0.0	0.0
Phosphatase			46784.4	10278.4	19139.1	8860.7	10987.2
Dehydrogenase	Actual		235.1	16.7	0.0	92.3	83.9
	Potential		285.5	50.3	0.0	41.9	75.5
Catalytic	Total		10422753.0	10093490.0	10371796.0	10640302.0	10601104.0
	Enzymatic		7420185.1	3594458.4	5668033.6	1487564.8	4978148.5
	Nonenzymatic		3002568.3	6499031.7	4703762.4	9152737.6	5622955.9

* - Maltose or glucose used as standard for analysis of reducing sugars in the incubated reaction mixtures.

Amylase activity had higher values in the case of maltose used as reference sugar than in the case of glucose. Buffering of the reaction mixtures led to increased amylase activity in each peat sample. CMCase, like dextranase, had a low level of activity. Urease activity was detected only in the three upper layers, and the activity manifested a decreasing tendency toward the middle layer (130-150 cm). Phosphatase activity was very high in each peat layer. Both actual and potential dehydrogenase activities were variable and registered low values. In the first two layers these activities tended to decrease depth-dependently. In the middle layer these activities were even lacking, but they showed an increase in the deepest layers. As expected, potential activity was higher than the actual one. Total catalytic activity was very high in all peat samples. Catalase activity was superior to the H_2O_2 splitting by nonenzymatic catalysts, excepting the three layers from the 80-100-, 180-200- and 230-250-cm depths, in which the reverse was true. There was a parallelism between the decrease of amylase, CMCase, phosphatase and catalase activities and the sampling depth. However, in the sample from the 130-150-cm depth these activities were higher as compared with activity values recorded in the sample taken from the 80-100-cm depth.

CORRELATION STUDIES

The results of the correlation analysis are summarised in FIG. 2. One can see from this figure that many significant correlations were established. The first category includes the significant correlation between organic C and total N contents. The second category comprises the correlations between total N content and amylase (buffered, maltose and nonbuffered, glucose), and CMCase activities, as well as between pH and actual dehydrogenase activity. Within the third category we point out the correlations among the four experimental variants (buffered and nonbuffered, maltose and glucose) in which amylase activity was determined, as well as the correlations between amylase activity and CMCase and phosphatase activities. Amylase activity in the nonbuffered experimental variants also correlated with urease activity. CMCase activity gave significant correlations with urease and phosphatase activities. Significant correlation was registered between phosphatase and potential dehydrogenase activities. Dehydrogenase activities correlated with each other. The last category includes the significant correlation between catalase activity and nonenzymatic catalytic activity.

CONCLUSIONS

Amylase, CMCase, phosphatase, catalase and nonenzymatic catalytic (H_2O_2-splitting) activities were measurable in each of the five layers analysed in the Lozna eutrophic peatland. Dextranase, urease and actual

Source : MNHN

and potential dehydrogenase activities gave also measurable values in three or four layers. In other words, the Lozna eutrophic peat exhibits a considerable enzymatic potential. The existence of this potential means that it was not destroyed by the anthropic factors related to the long-term agricultural use of the studied peatland.

REFERENCES

CASIDA, L.E.JR., KLEIN, D.A. & SANTORO, T., 1964.– Soil dehydrogenase activity. *Soil Sci.*, 98: 371-376.

DAVIDESCU, D., IONESCU, M., IVANESCU, M., PAVLOVSCHI, G. & SLUSANSCHI, H., 1963.– *Metode de Analiza Chimice si Fizice Folosite în Agricultura* (*Chemical and Physical Methods of Analysis Used in Agriculture*). Ed. Acad. Rom., Bucuresti: 491 p.

DRAGAN-BULARDA, M. & KISS, S., 1972.– Dextranase activity in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 4: 413-416.

FREEMAN, C., LISKA, G., OSTLE, N.J., LOCK, M.A., REYNOLDS, B. & HUDSON, J., 1996.– Microbial activity and enzymic decomposition processes following peatland water table drawdown. *Plant Soil*, 180: 121-127.

FUCHSMAN, C., 1983.– The humic acid problem and the prospects of peat utilization. *Proc. Int. Symp. Peat Utiliz.* (Bemidji, 1983): 477-486.

KAPPEN, H., 1913.– Die katalytische Kraft des Ackerbodens (The catalytic power of arable soil). *Fühlings Landw. Ztg.*, 62: 377-392.

KRAMER, M. & ERDEI, G., 1959.– Primenenie metoda opredeleniya aktivnosti fosfatazy v agrokhimicheskikh issledovaniyakh (Application of the method for determination of phosphatase activity in agrochemical investigations). *Pochvovedenie*, 9: 99-102.

KUPREVICH, V.F. & SHCHERBAKOVA, T.A., 1971.– Comparative enzymatic activity in diverse types of soil. *Soil Biochem.*, 2: 167-201.

KÜSTER, E., 1980.– Mikrobiologie von Moor und Torf (Microbiology of moor and peat). *In:* GÖTTLICH K., (ed.) "*Moor- und Torfkunde*" (*Moor and Peat Science*). Schweizerbart, Stuttgart: 196-205.

MATHUR, S.P., 1982.– The role of soil enzymes in the degradation of organic matter in the tropics, subtropics and temperate zones. Symp. Pap., 12th Int. Congr. Soil Sci. (New Delhi, 1982), 1: 125-136.

MITITELU, D., BARABAS, N. & HAJA, S., 1974.– Vegetatia mlastinei de la Lozna-Dersca (jud. Botosani) (Vegetation of the peatland in Lozna-Dersca (Botosani county)). *Stud. Comun., Muz. Sti. Nat. Bacau*: 183-196.

NELSON, N.J., 1944.– A photometric adaptation of the Somogyi method for determination of glucose. *J. Biol. Chem.*, 153: 375-376.

RADULESCU, D., KISS, S. & DRAGAN-BULARDA, M., 1981.– Cercetari de enzimologia turbei (Peat-enzymological researches). Lucr. Conf. Nat. Stiinta Solului (BRASOV, 1979). *Publ. Soc. Nat. Rom. Stiinta Solului, Bucuresti,* 19C: 33-42.

SACHS, L., 1968.– *Statistische Auswertungsmethoden (Statistical Evaluation Methods)*. Springer-Verlag, Berlin: 374-447.

SHCHERBAKOVA, T.A., 1983.– *Fermentativnaya Aktivnost' Pochv i Transformatsiya Organicheskogo Veshchestva (Enzymatic Activity of Soils and Transformation of the Organic Matter)*. Nauka i Tekhnika, Minsk: 222 p.

SOMOGYI, N., 1952.– Notes on sugar determination. *J. Biol. Chem.*, 195: 19-23.

SPEIR, T.W. & ROSS, D.J., 1990.– Temporal stability of enzymes in a peatland soil profile. *Soil Biol. Biochem.*, 22: 1003-1005.

SUMNER, J.B., 1955.– Urease. *In*: COLOWICK S.P. & KAPLAN N.O. (eds.) *"Methods in Enzymology. Vol. 2"*. Acad. Press, New York: 378-379.

VERSION FRANÇAISE ABRÉGÉE

Dans cet article, nous présentons les caractéristiques physico-chimiques et les activités enzymatiques d'échantillons de tourbe prélevés dans la tourbière de Lozna qui constitue un des plus importants complexes tourbeux eutrophes de Roumanie.

Description du site

La tourbière de Lozna se situe dans le comté de Botosani, à 300 m d'altitude. Sa superficie est d'environ 100 ha. Le secteur d'étude a été drainé et une partie de la tourbière drainée est depuis 1930 soumise à une agriculture intensive, cultures notamment du maïs. Dans l'autre partie, la tourbe est extraite. La tourbe est essentiellement composée de *Drepanocladus aduncus* (Bryophyte) mais contient également des résidus de plantes telles que *Chrysohypnum, Carex, Phragmites, Typha, Salix, Alnus, Fagus*. Des pollens de *Pinus* et d'*Abies* ont été récoltés dans les couches de tourbe les plus profondes.

Analyses physico-chimiques et enzymatiques

Les échantillons de tourbe ont été prélevés dans une paroi de fosse creusée dans la partie cultivée de la tourbière. Les profondeurs d'échantillonnage étaient de 30-50, 80-100, 130-150, 180-200 et 230-250 cm. La matière sèche, la matière organique, le carbone organique et l'azote total ainsi que le C/N ont été déterminés. Le pH a été mesuré dans la tourbe fraîche et séchée, et dans les échantillons inactivés. Pour l'inactivation (destruction thermique des enzymes), une partie des échantillons secs est tamisée, mélangée à de l'eau distillée (rapport masse : volume de 1:1) puis autoclavée à 120 °C pendant 30 minutes. Enfin, la tourbe autoclavée est séchée à 110 °C.

Les activités enzymatiques [amylase, carboxyméthylcellulase (CMCase), dextranase, uréase, phosphatase, catalase], déshydrogénases (actuelle et potentielle) et non-enzymatique ont été déterminées. L'activité totale (dégradation de H_2O_2 *i.e.* par voies enzymatiques = catalase + non enzymatique) a été déterminée dans les échantillons de tourbe non autoclavés, l'activité non enzymatique dans les échantillons inactivés. Les activités ont été exprimées en nanomoles de produit(s) de réaction par gramme de tourbe sèche et par minute, exceptées les activités catalytiques totales, enzymatique et non enzymatique qui ont été exprimées en nanomoles de H_2O_2 dégradées par gramme de tourbe sèche et par minute. Les résultats physico-chimiques et d'activités obtenus ont été traités par analyse de corrélation.

Résultats

La matière sèche n'excédait pas 20,1 % et ne variait pratiquement pas d'une profondeur à l'autre. La matière et le carbone organiques, l'azote total des échantillons de 30-50 cm de profondeur (respectivement 81, 47 et 2,1 %) et de 130-150 cm de profondeur (82, 48 et 1,9 % respectivement) étaient significativement plus élevés qu'aux autres profondeurs (49-52, 28-30 et 1,3-1,5 %). Ces résultats

Source : MNHN

indiquent que les échantillons des profondeurs 30-50 et 130-150 cm d'une part, et les échantillons des profondeurs 80-100, 180-200 et 230-250 cm d'autre part, présentaient une forte similitude. Les rapports C/N ne différaient pas significativement entre les profondeurs. Le pH des échantillons humides était légèrement alcalin (7,6-7,9), sauf celui de la couche 80-100 cm qui était légèrement acide (pH = 6,7). Le séchage à l'air et l'autoclavage modifiaient peu les résultats de pH, excepté pour la couche 80-100 cm dans laquelle les valeurs ainsi obtenues étaient légèrement supérieures. Les activités amylase, CMCase, phosphatase, catalase et non enzymatique étaient détectables dans tous les échantillons de tourbe. Les activités dextranase et uréase n'ont pas été détectées dans les échantillons correspondant aux profondeurs 180-200 et 230-250 cm. Les activités CMCase et dextranase présentaient de faibles niveaux d'activité. L'activité uréase était la plus importante dans les couches supérieures et tendait à décroître en milieu de profil. L'activité phosphatase était importante dans tous les niveaux de tourbe. Les activités déshydrogénase (actuelle et potentielle) variaient mais restaient toujours faibles. Dans les couches supérieures, elles semblaient néanmoins décroître de la surface vers les niveaux sous-jacents. Elles étaient faibles voire nulles dans les couches intermédiaires puis elles apparaissaient de nouveau significatives dans la tourbe profonde. Il y avait un "parallèle" entre la décroissance des activités amylase, CMCase, phosphatase et catalase et la profondeur d'échantillonnage. Cependant, la profondeur intermédiaire 130-150 cm montrait des valeurs supérieures à celles du niveau 80-100 cm.

De nombreuses corrélations significatives ont pu être obtenues. La première catégorie concerne les éléments chimiques (teneurs en carbone et en azote) ; la seconde, les éléments chimiques et les activités enzymatiques (teneur en azote total et les activités amylase et CMCase, pH et activité déshydrogénase actuelle) ; la troisième, les activités entre elles (activité amylase et activités phosphatase et CMCase, activités CMCase et uréase, activités phosphatase et déshydrogénase potentielle). L'activité déshydrogénase actuelle a été corrélées avec celle potentielle. La quatrième catégorie significative de l'activité catalytique non enzymatique.

Conclusion

Les activités amylase, CMCase, phosphatase, catalase et catalytique non enzymatique étaient détectables dans chacune des cinq couches de tourbe analysées du complexe tourbeux de Lozna. Les activités dextranase, uréase et déshydrogénase donnaient également des résultats significatifs mais à 3 ou 4 profondeurs seulement. En d'autres termes, le complexe tourbeux eutrophe de Lozna montrait une activité enzymatique potentielle très importante. L'existence de ces potentialités signifie qu'elles n'ont pas été altérées malgré les activités anthropiques liées à l'utilisation agricole de la tourbière étudiée.

Source : MNHN

Écologie, t. 30 (1) 1999 : 39-43

MANAGED FENS : N AND C MINERALIZATION AND BIOTIC STRUCTURES

Joanna PETAL

Institute of Ecology P.A.S, Dziekanów Leœny n. Warsaw 05-092 £omianki, Poland
(fax. 751-31-00 e-mail: ekolog@warman.com.pl)

SUMMARY
(original scientific paper)

Two meadows on drained fens derived from sedge-moss and alder peat were compared in terms of carbon and nitrogen mineralization and amounts of C and N immobilized in plant and invertebrate biomass. Invertebrate communities were less abundant and soil enzymatic activity was lower in periodically over-dried alder-peat. This was accompanied by a greater rate of $C0_2$ diffusion, i.e. by an increase in abiotic oxidation of peat.

KEY WORDS: Fens - Invertebrates - N and C mineralization.

RÉSUMÉ
(article original)

AMÉNAGEMENT DE TOURBIERES : MINÉRALISATION DE L'AZOTE ET DU CARBONE ET STRUCTURES BIOTIQUES
Des tourbières de bas-marais drainées à tourbe de laîches et mousses d'une part et, à tourbe d'aulnaie d'autre part, ont été étudiées en termes de minéralisation du carbone et de l'azote et d'immobilisation dans la biomasse végétale et celle des invertébrés. Dans la tourbe d'aulnaie, périodiquement asséchée, les invertébrés étaient moins abondants et l'activité enzymatique du sol était plus faible. Ceci était accompagné d'une meilleure diffusion du CO_2, reflétant une oxydation abiotique de la tourbe plus importante.

MOTS CLÉS : Bas-marais - Invertébrés - Minéralisation du carbone et de l'azote.

INTRODUCTION

The drained fen peatlands represent nutrient rich environments. Organic matter is mineralized rapidly, the rate of decomposition being controlled by the soil moisture content. Soils developed from peats of different origin are characterized by various moisture conditions and the activity of soil biota (KAJAK & OKRUSZKO, 1989; PETAL, 1991).

This study is directed at determining biotic structures in two fen types differing in peat origin and matter mineralization. The objectives of this work were: 1) to determine the sites in terms of carbon and nitrogen mineralization, 2) to compare soil invertebrate communities, 3) to evaluate the amounts of carbon and nitrogen immobilized in plant and invertebrate biomass.

STUDY SITES AND MATERIAL

The study sites - Wizna fen is situated in the European zone of low mire (Biebrza ice-marginal valley, 53°10' N, 22°30' E). The study was carried out in 1994 and 1995. The fen of about 6000 ha was drained and used as meadows since 60 ties. Climatic conditions over the growing season (April-September) in 1994-1995 were characterized by mean temperatures of 14.1 and 13.9 °C and precipitation sum of 293 and 466 mm, respectively. The study area comprised fens on sedge-moss peat (SMP) and alder peat (AP). Soil properties of the sites differed with regard to bulk density (greater in AP), total N and C content (lower at AP) and humification degree based on the proportion of total carbon present in humic acids (greater at

Source : MNHN

AP). Base saturation was greater at AP. (TAB. I) The depth of water-table fluctuated during the growing season in a similar way at both sites though the sedge-moss peat was wetter than the alder peat. During the growing season the difference in moisture content of the root layer of these sites amounted to 23% by volume.

TABLE I.– Concentrations (% dry matter) of total C and N, C: N ratio, degree of humification and content of exchangeable cations (meq . $100g^{-1}$ air dry soil) of peat from 0-7 cm depth at two site types – (after A. KUSIÒSKA, unpublished data) SMP-sedge moss peat, AP- alder peat.
• p: . < 0.05, •••. < 0.001, ns- not significent differences.

Teneurs (% de matière sèche) en carbone et azote totaux, rapport C/N, degré d'humification, cations échangeables (meq . $100g^{-1}$ sol sec) de la couche de tourbe 0-7 cm dans 2 sites (d'après A. KUSIÒSKA, données non publiées), SMP = tourbe de cariçaie à mousses, AP = tourbe d'aulnaie.
• p < 0,05; ••• < 0,001, ns = différence non significative.

	SMP	AP	p (SMP-AP)
Total C %	35.64	34.64	•
Total N %	2.92	2.79	•••
C : N	12.2	12.4	ns
Humification	37.4	48.2	•••
S (Ca- + Mg- + K· + Na·)	93.70	105.21	•••

The measuruments included:

1. input of nitrogen and other elements from atmospheric deposits and from decaying plant matter and peat (soil samples of area 10 cm^2 and depth 7 cm shanken in 300 ml deionized water: a) immediately following the soil sampling and b) after a forthnight incubation at 15° C and moisture ca 70% (sampling at monthly intervals).

2. nutrient outflow assessed from samples of ground water in pipe wells (sampling at monthly intervals). Ion chromatography was used to determine cation and anion contents.

3. immobilization of nutrients:

   a) in plant biomass (live and dead) aboveground (samples of 0.1 m^2) and belowground (soil cores of 100 cm^2 x 15 cm).

   b) in invertebrate biomass: Population density of most invertebrates was estimated using the following methods: soil cores of 100 cm^2 and 15 cm deep extracted in Tullgren apparatus separately for the root layer (0-7 cm) and below root layer (8-15 cm in depth). Special procedures were applied to some invertebrate groups: Acarina, Collembola, Enchytraeidae-sample of 10 cm^2 area and 7 cm deep extracted with Tullgren funnels, Nematode-soil cores of 2 cm in diameter and 25 cm in depth extracted using modifed Baermann-funnel technique; Lumbricidae-extraction from the soil area of 900 m^2 using 0.3% formalin solution, combined with hand sampling, Formicidae-assessment of ant nest density, digging out the nests and an analysis of demographic composition of the society. Herb layer fauna was sampled from isolators (mesh cages) of 0.25 m^2 in area using modified vacuum cleaner. Chemical composition of biomass was assessed by colorymetric method.

4. Indices of activity of organic matter decomposition, ie soil enzymes activity by colorymetric method and . CO_2 diffusion in soil samples sieved and incubated in air tight 1 l jars containing 50 ml 0.2 M. KOH for 7 days at 10 and 20 °C.

5. Soil chemical propertis: soil cores 100 cm^2 x 15 cm. Total N (Kjeldahl method) and C (potassium bichromate as oxidiser) as well as exchangeable cations were assessed.

The samples of plants, invertebrates and soil were taken three times in the growing season (May, July, September).

RESULTS AND DISCUSSION

Nitrogen input in rainwater was relatively low (4 kg N ï ha^{-1}) in the study area. Concurrently low input of sulphur (3.08 kg $S\text{-}SO_4$ ï ha^{-1}) accompanied by high input of cations (7.4kg ï ha^1) resulted in rather moderate acidity of rainfall waters (p H~ 5). (ZIMKA & STACHURSKI, 1996).

TABLE II.– Mineralization of nitrogen and sulphur, release of cations into soil solution (g m^{-2} $saison^{-1}$, layer 0-7cm) and mean concentrations of ions in groundwaters (mg l^{-1}) at Wizna fen sites (after STACHURSKI & ZIMKA 1998). ï p: < 0,05, ïï < 0.01, ïïï < 0.001.

Minéralisation de l'azote et du soufre, libération de cations dans la solution du sol (g m^{-2} $saison^{-1}$, couche 0-7 cm) et concentration ionique moyenne dans l'eau du sol (mg l^{-1}) dans les bas-marais de Wizna (d'après STACHURSKI & ZIMKA, 1998).
ï p: < 0,05, ïï < 0.01, ïïï < 0.001.

	Water extractable ions			Ions in groundwater		
	SMP	AP	p (SMP-AP)	SMP	AP	p. (SMP-AP)
pH	6.16	5.40	ïïï	6.59	6.70	ns
$N\text{-}NH_4$	0.17	0.20	ns	19.60	13.16	ns
$N\text{-}NO_3$	13.24	33.02	ïïï	0.63	1.31	ns
$S\text{-}SO_4$	2.11	5.10	ïï	9.61	53.65	ïïï
Ca^{++}	15.79	41.65	ïï	69.51	122.93	ïï
Mg^{++}	1.48	3.80	ïï	9.48	17.67	ïï
Na^+	2.31	3.20	ï	7.49	3.01	ïï
K^+	3.1	3.26	ns	18.80	3.80	ns

Source : MNHN

The amounts of nitrogen mineralized in the study sites during the growing season were greater than that derived from the atmosphere. The rate of nitrification was negatively related to the soil moisture. The process of nitrogen and sulphur oxidation resulted in selective release of cations to the soil solutions, Ca••, Mg ••- to a high degree, and Na•, K•to a low degree. The rate of nitrification at the meadow on alder peat was more than two times higher than that on sedge moss peat and resulted in enrichement of the site in nitrate (ca 33g of N ï m^{-2} $season^{-1}$) as well as in Ca.••and Mg•• ions (ca 40 and 4 g ï m^{-2} $season^{-1}$, respectively). (TAB. II)

Biological analyses indicated differences between the site SMP and AP.

The number of vascular plant species and the number of dominants among them was lower at the AP than SMP meadow. The AP site also showed lower aboveground (yield + stubble) and belowground (roots and spreading nodes) biomass but greater amount of detritus, principally surface detritus (PASTERNAK-KUUMIERSKA *et al.*, 1997) (TAB. III). The same tendencies were observed in nitrogen and potassium content of live and dead plant biomass: - Accumulation/ production ratio of these elements in plant biomass at the SMP amounted to 7.9-8.1% for N and 1.6% for K, while at the AP it was several times greater: 62-27% for N and 10.7 - 4.7% for K.

The above data point out that element utilization by plants is rather poor in relation to the element input to the soil at the AP site.

Invertebrates attribute in different ways and different scales to the mineralization of organic matter and to the cycling of carbon and nitrogen.

Nematodes, rhisosphere organisms, most abundant of soil fauna are parasitic on plants and animals, feeders on bacteria, fungi and protozoa. They are important as indirect regulators of decompostion and nutrient release in the soil (INGHAM *et al.*, 1985). Collembola and Acarina, include detritus feeders, grazers on fungi as well as predators on micro-and mesofauna make an important contribution to the physical fragmentation of litter and nutrient cycling. They may influence on microbiol community composition (VERHOEF & BRUSSARD, 1990).

Macrofauna, ie, earthworms, enchdytraeids, range of insects, spiders, crustaceans and other groups include herbivores, detritivores, predators and other trophic groups have special significance in that they are able to extensively rework and shape the soil with the effects on soil structure, water infiltration and gas exchange The epigeic predatory macrofauna decreasing density of fungivorous grazers can contribute to retard the processes of organic matter decomposition (KAJAK, 1995).

The invertebrate taxa composition and abundance differed between studied sites of Wizna fen. (TAB. IV) Soil meso-and macrofauna (in total) were signficantly mora bundant at the AP than SMP site but the proportion of invertebrates living below root layer was greater at the AP. In the AP site an increase was observed in abundance of mites (Acarina) with dominant saprophagous groups Oribatida and Astigmata as well as larvae and imagines of Diptera and Staphylinidae. A significant decrease occurred in the abundance of humificators: enchytraeids and earthworms as well as predators: ants and spiders. Nematode abundance

TABLE III.– Element contents (g m^{-2}) of plant biomass at Wizna fen meadows.

Stocks d'éléments (g m^{-2}) dans la biomasse végétale dans les bas-marais de Wizna.

	SMP			AP		
	C	N	K	C	N	K
1994 live biomass						
detritus	447.9	23.7	10.8	228.3	13.7	4.4
	300.9	14.7	0.6	265.4	16.4	0.5
1995 live biomass	677.2	35.2	15.7	413.9	25.2	3.9
detritus	214.2	10.5	0.5	460.1	22.8	0.6

TABLE IV.– Density of principal groups of invertebrates in Wizna fen meadows (n • m^{-2} • $season^{-1}$) (after KACZMAREK. M., KAJKA. A., MAKULEC. G., NOWAK. E., PETER. P., PETAL. J., WASILEWSKA, L., uppublished data) explanation, see Table 1.

Abondances des principaux groupes d'invertébrés dans les bas-marais de Wizna (individus m^{-2} $saison^{-1}$) (d'après KACZMAREK. M., KAJKA. A., MAKULEC. G., NOWAK. E., PETER. P., PETAL. J., WASILEWSKA, L., données non publiées), légende voir Tableau I.

		SMP	AP	P (SMP-AP)
Acarina x 10^3 total	1994	76.4	84.4	•
	1995	47.1	93.4	••
Oribatida	1994	16.6	33.5	•••
	1995	15.7	43.6	•••
Enchytraeidae x 10^3	1994	15.4	6.9	•••
	1995	14.4	11.5	•••
Lumbricidae	1994	240.2	55.3	•••
	1995	183.3	27.0	•••
Formicidae	1994	18.9	5.9	••
	1995	14.4	1.6	••
Aranea	1995	112.1	67.7	•••
Nematoda x 10^3	1994	5519	5444	ns
	1995	4575	6875	ns
Collembola x 10^3	1994	6.8	8.5	ns
	1995	16.6	19.9	ns
Soil meso-and macrofauna dominated by Diptera-larvae snd Staphylinidae -larvae and imagines				
Total	1994	976.7	1858.8	•••
% in soil layer 7-15cm		11.9	24.1	
Total	1995	1386.0	1526.0	••
% in soil layer 7-15cm		8.4	17.6	

Source : MNHN

TABLE V.– Element contents in invertebrate biomass in Wizna fen meadows (mg m^{-2} saison^{-1}).

Stocks d'éléments dans la biomasse invertébrée des bas-marais de Wizna (mg m^{-2} saison^{-1}).

	SMP			AP		
	B	N	C	B	N	C
1994 Herb layer inv.	104.8	9.8	46.5	80.4	7.4	35.0
Soil inv.	14157.4	1716.9	6241.4	4976.0	552.7	2123.5
1995 Herb layer inv.	80.2	79.3	38.5	22.0	1.9	9.8
Soil inv.	10420.2	1251.3	4596.6	4484.3	493.6	1928.9

TABLE VI.– Soil enzymes activity and $C0_2$ diffusion in Wizna fen meadows (after, K. CHMIELEWSKI, R. KACZOROWSKA, D. WOJEWODA, unpubl. data)

Activité enzymatique du sol et diffusion du gaz carbonique dans des bas-marais de Wizna (d'après K. CHMIELEWSKI, R. KACZOROWSKA, D. WOJEWODA, données non publiées).

	SMP	AP	p SMP-AP
Dehydrogenase act. (µl H_2 ï g^{-1})	63.2	13.5	ïï
Urease act. (pp m. NH4 - N)	61.0	28.7	ïï
phosphatases: (µg p. nitrophenol ïg dwt)			
alcaline	464.0	516.3	0.10
acid	364.0	249.5	ïï
$C0_2$ diffusion (µg ï g dwt soil -1, layer 0-7cm	0.258	0.481	ïïï

(dominated by herbivores) did not differ between the studied sites. Neither species composition nor abundance of springtails (Collembola) differed between the sites. Seasonal changes in the abundance of soil invertebrates were more pronounced at the AP than SMP site and were more dependent on soil moisture. In herb layer fauna of both sites Diptera and Homoptera predominated for 83 to 95% of the total. High temporal and spatial variation in the abundance and species composition suggested that they were strongly affected by weather and habitat condition.

The trophic structure of soil invertebrates showed also site to-site differences. The proportion of phytophages and small saprophages was greater at the AP than at SMP meadow, while that of predators and large saprophages-humificators was lower at AP. This indicates regulation capability of invertebrates as well as formation of complex humus compounds in the AP site to be restricted.

Mean values of the invertebrate biomass in the two study years amounted to 14.3 -10.5 g and ca 5.0 - 4.5 g dwt m^{-2} and N retention to 1.7 - 1.3 and 0.6-0.5 g m^{-2} at the SMP and AP site respectively (TAB. V). The element retention in the animal biomass is not substantial, however one has to consider that turn-over of the invertebrate biomass varied within the limits from below 1 to above 100. Therefore the transfer of elements via invertebrate biomass can be significant.

TABLE VII.– Indices of C and N utilization by biota in meadows on sedge-moss and alder peats (%).

Indices de consommation du carbone et de l'azote par les organismes dans des tourbes de cariçaies à mousses et d'aulnaies (%).

	YEAR	SMP		AP	
		C	N	C	N
N plant prod/ N mineralization	95		143.2		78.6
Surface detr. /yield	94	8.6	7.9	72.6	62.1
	95	8.6	8.1	31.7	27.1
Soil invertebrates / surface detr.	94	30.8	150.4	3.8	13.5
	95	16.7	80.6	3.9	19.4

Indices of the soil activity differed between the studied sites. Strictly biological indicators such as activity of soil enzymes: dehydrogenases, urease and phosphatases was lower at the AP than SMP, but the rate of CO_2 diffusion was the reverse of this (TAB. VI). This could be explained by an increase in the rate of abiotic oxidation at the alder peat site.

CONCLUSIONS

There were differences in matter mineralization and biotic structures between the meadows on alder peat and sedge moss peat. Alder peat soil derived from strongly decomposed peat, periodically over-dried peat was characterised by a higher rate of nitrification and nutrient leaching as compared with sedge-moss peat. The high rate of nitrogen mineralization was connected with an inefficiency of plants to utilize the pool of nutrients received. It was followed by considerable changes in the biological activity of the soil. The invertebrate consumer biomass was lower at AP site and characterized by a high proportion of herbivores and a low proportion of large saprophages, especially earthworms. The composition of consumers may delimit the formation of humus compounds and influence nutrient leaching. Low biological activity in alder peat as compared with sedge moss peat was accompanied by a great rate of CO_2 diffusion from the soil that is by an increase in abiotic mineralization rate. Both sites differed significantly in C and N utilization by biota (TAB. VII). Nitrogen in the yield at the SMP exceeded N mineralization, while at the AP amounted to 78% of N mineralized. Accumulation/ production ratio for C and N at SMP was equal to 8%, while at the AP was several times greater. The content of these elements

Source : MNHN

in soil invertebrate biomass in relation to their input with detritus was several times lower at the AP than SMP site.

The earlier studies showed that in the peatlands being discussed 523.3 and 673.1 g Cïm^{-2} was mineralized yearly (SZANSER, 1991). The amount of C mineralized in alder peat accounted for 10% of the carbon pool contained in living plant biomass and was ca 10 times greater than the input of C with dead plant matter. This was indicative of the mineralization of the peat layer.

The balance of carbon in raised bog has also been altered by human activity such as forestry or agricultural use (FRANCEZ & VASANDER, 1995). These practices have reduced the C-influx to the soil and increased the mineralization of accumulated peat.

The results of this work indicate that such management practices on fen peatlands may increase abiotic oxidation in periodically over-dried peat soil - the process being less valuable in soil formation.

ACKNOWLEDGEMENTS

This paper is a part of the project of ERBCIPDCT 930029 supported by European Commission, I am grateful to participants of the project for permission to use their data from annual reports: L. ANDRZEJEWSKA-herb layer fauna M.K. CHMIELEWSKI and R. KACZOROWSKA -soil enzymes, M. KACZMAREK-Collembola, A. KAJAK-Araneae, A. KUSIÒSKA – soil properties, G. MAKULEC-Lumbricidae, E. NOWAK-Enchytraeidae, P. PETROV-Acarina, L. WĄSILEWSKA-Nematoda, D. WOJEWODA-$C0_2$ diffusion. I am indebted to H. Cegie_ka for technical assistance.

REFERENCES

FRANCEZ, A.J. & VASANDER, H., 1995.– Peat accumulation and peat decomposition after human disturbance in French and Finnish mires. *Acta Ecologia* : 599-608.

INGHAM, R. E, TROFYMOW, J. A, INGHAM, E.R. & CDEMAN, D.C., 1985.– Interactions of bacteria, fungi and their nematode grazers. Effects on nutrient cycling and plant growth. *Ecol. Monagr.,* 55: 119-140

KAJAK, A, & OKRUSZKO, H., 1989.– Grasslands in drained peats in Poland. *In*: A. BREYMEYER (ed). *Managed Grasslands* Elsevier Science Publishers B. V, Amsterdam: 213-253.

KAJAK, A., 1995.– The role of soil predation in decomposition processes Eur. *J. Eutomol.*, 92: 573-580.

PASTERNAK-KUUMIERSKA, D., WILPISZEWSKA, I., KOTOWSKA, J. & CIEULEWICZ, M., 1997.– Structure and dynamic of plant biomass ondrained peatlands of different peat origin (ice -marginal valley of Biebrza river- Poland). *Ekol pol.*, 45: 395-422

PÉTAL, J. 1991.– Biocenotic changes resulting from management of peatbogs of vatious origin. *Pol. ecol. Stud.,* 17: 333-345.

ZIMKA, J. & STACHURSKI, A., 1996.– Intensity of nitrification and sulphur oxidation in peat soils of meadows of Biebrza river Valley (Poland): an effect on cation release and. eutrophication of groundwater. *Ekol. pol.*, 44: 311-332.

STACHURSKI, A. & ZIMKA, J., 1998.– Influence of nitrogen and sulphur mineralization in peat soils on nutrient status of plants. Pol. J. Ecol. 46: 101-116.

SZANSER, M., 1991.– $C0_2$ diffusion from peat -muck soils. III. Carbon balance in a model ecosystem of peat meadow. *Pol. ecol. Stud.,* 17: 123-135.

VERHOEF, H.A. & BRUSSARD, L., 1990.– Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agroecosystems. The contribution of soil animals. *Biogeochemistry*, 11: 175-211.

VERSION FRANCAISE ABRÉGÉE

Le drainage et l'aménagement des tourbières de bas-marais débouchent sur un changement des propriétés physico-chimiques du sol. La matière organique est plus rapidement minéralisée, le taux de décomposition étant contrôlé par le taux d'humidité. Les sols tourbeux présentent des conditions d'humidité variées qui sont déterminées par leur structure et leur porosité, elles-mêmes fonction de la nature des végétaux composant la tourbe. La structure des communautés biotiques, leur activité sont également dépendantes de ce taux d'humidité.

Le but de ce travail était d'analyser les communautés d'organismes dans deux tourbières de bas-marais se différenciant par l'origine de leur tourbe et ses potentialités de minéralisation. Les études ont été effectuées dans les tourbières de Wizna en Europe centrale (53°10' N, 22°30' E) qui abritent des faciès sur tourbe de cariçaies à mousses (SMP) et des faciès sur tourbe d'aulnaies (AP). Elles ont été drainées et sont utilisées en prairies depuis les années 60. Leurs propriétés physiques et chimiques sont récapitulées dans le Tableau I.

L'étude présentée a été effectuée en 1994-1995. Elle comprend l'analyse des apports d'azote par les précipitations, de la minéralisation de cet élément dans le sol, des pertes d'éléments, de la rétention dans le sol des ions facilement assimilés par les plantes, de l'immobilisation de l'azote et du carbone dans la végétation et les invertébrés, l'estimation de l'activité microbienne du sol.

Les sites étudiés se caractérisent par une fourniture d'azote par minéralisation plus importante que celle des apports atmosphériques. Les quantités de carbone minéralisé étaient supérieures à celles apportées annuellement par la restituion au sol des parties mortes des végétaux . La nitrification est corrélée négativement avec le taux d'humidité. L'oxydation de l'azote et du soufre entraîne l'acidification et la libération sélective de cations dans le sol. Le fort taux de nitrification débouche sur une augmentation des stocks de nitrates. Dans le même temps, la production végétale est faible, ce qui a de fortes conséquences sur le lessivage et l'eutrophisation des eaux.

Les analyses biologiques indiquent des relations complexes entre les communautés vivantes et les conditions environnementales. Le nombre d'espèces végétales, les biomasses épigée et hypogée décroissent avec la baisse du taux d'humidité. L'abondance des invertébrés dépend également du taux d'humidité. Elle décroît de 0 à 7 cm de profondeur et augmente en dessous des racines. La rétention de carbone et d'azote dans la biomasse invertébrée diffère en fonction des sites et est plus faible dans la tourbe d'aulnaies asséchée que dans la tourbe de cariçaies à mousses. Les modifications des commmunautés d'invertébrés se traduisent par une baisse de leur diversité, une altération de leur structure trophique, une réduction de la masse moyenne des individus et une augmentation de leur taux de renouvellement.

Les activités uréase, phosphatase acide et déshydrogénase sont plus faibles dans la tourbe d'aulnaies. L'utilisation du carbone et de l'azote était significativement différente entre les sites. Le rapport de l'accumulation à la production de carbone et d'azote était de 8% dans la tourbe d'aulnaies, il était beaucoup plus élevé dans la tourbe de cariçaies à mousses. Les teneurs en carbone et en azote des invertébrés étaient supérieures dans la tourbe de cariçaies à mousses en raison d'une meilleure qualité des litières. Les émissions de CO_2 étaient plus élevées dans la tourbe d'aulnaies, ce qui peut être expliqué par une minéralisation abiotique de la tourbe d'aulnaies plus forte en raison de son taux d'humidité beaucoup plus faible avec l'effet du drainage.

Source : MNHN

Source : MNHN

Écologie, t. 30 (1) 1999 : 45-52

THE MICROBIAL COMMUNITIES AT THE SURFACE OF THE SPHAGNUM PEATLANDS: GOOD INDICATORS OF HUMAN DISTURBANCES?

Daniel GILBERT[1], André-Jean FRANCEZ[2], Christian AMBLARD[3] & Gilles BOURDIER[3]

[1] GEOTOP, Université du Québec à Montréal, C.P.8888, Succursale centre-ville, Montréal, Québec, Canada, H3C 3P8 (e-mail: c1140@nobel.si.uqam.ca)
[2] U.M.R.-C.N.R.S. n° 6553 "Ecobio", Service d'écologie, Université de Rennes 1, Complexe scientifique de Beaulieu, F-35042 Rennes cedex, France.
[3] Laboratoire de Biologie Comparée des Protistes, UPRES-A CNRS 6023, Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand 2, F-63177 Aubière cedex, France.

SUMMARY
(review paper)

Few works concerning microbial communities have been conducted at the surface of Sphagnum peatlands. However, microorganisms probably play a key role in the recycling of nutrients, especially through the microbial loop. In addition, changes in the structure and function of these communities could be good indicators of human disturbances. The aim of this article is to present a synthesis of the abundance and biomass of the different microbial communities (Bacteria, fungi, cyanobacteria, microalgae, protozoa and rotifers) living at the surface of Sphagnum peatlands. Furthermore, the use of microbial communities for the study of the impact of human disturbance has been considered.

KEY WORDS: Peatlands - Sphagnum - Microorganisms - Microbial loop - Human disturbances.

RÉSUMÉ
(article de synthèse)

LES COMMUNAUTÉS MICROBIENNES À LA SURFACE DES TOURBIERES À SPHAIGNES : DE BONS INDICATEURS DES PERTURBATIONS D'ORIGINE ANTHROPIQUES ?
Les communautés microbiennes ont été relativement peu étudiées à la surface des tourbières à sphaignes. Pourtant les micro-organismes interviennent probablement de façon déterminante dans le recyclage des éléments nutritifs, au travers notamment de "la boucle microbienne". En outre, ces communautés sont susceptibles de constituer de bons indicateurs des perturbations d'origine anthropiques. L'objet de cet article est de présenter une synthèse des valeurs d'abondance et de biomasse des différents groupes de micro-organismes (bactéries, champignons, cyanobactéries, microalgues, protozoaires et rotifères) vivant à la surface des tourbières à sphaignes, et de montrer l'intérêt de l'utilisation des communautés microbiennes pour l'étude de l'impact des perturbations d'origine anthropiques sur ces milieux très fragiles.

MOTS CLÉS : Tourbières - Sphaignes - Micro-organismes - Boucle microbienne - Perturbations anthropiques.

INTRODUCTION

L'importance quantitative et fonctionnelle de la boucle microbienne, définie initialement par AZAM *et al.* (1983), a été mise en évidence dans les écosystèmes pélagiques marins (PORTER *et al.*, 1985 ; GIFFORD, 1991 ; TURNER *et al.*, 1988), dans les lacs (STOCKNER & PORTER, 1988 ; AMBLARD *et al.*, 1995, 1994 ; RIEMANN & CHRISTOFFERSEN, 1993 ; CARRIAS *et al.*, 1998) et, plus récemment, dans les sols (COLEMAN, 1994 ; CLARHOLM, 1994). Ce réseau trophique microbien permet à la matière organique excrétée par le phytoplancton et d'origine allochtone de regagner la chaîne alimentaire classique, par l'intermédiaire d'un réseau trophique constitué pour l'essentiel de bactéries hétérotrophes et de protozoaires (FIG. 1). Dans, les tourbières à sphaignes, qui sont des milieux particulièrement carencés en éléments nutritifs et riches en matière organique, il est probable que la boucle microbienne joue un rôle clef dans le recyclage des éléments nutritifs (GILBERT *et al.*, 1998a). Par ailleurs, plusieurs études récentes indiquent que les micro-organismes qui se développent à la surface des tourbières sem-

Source : MNHN

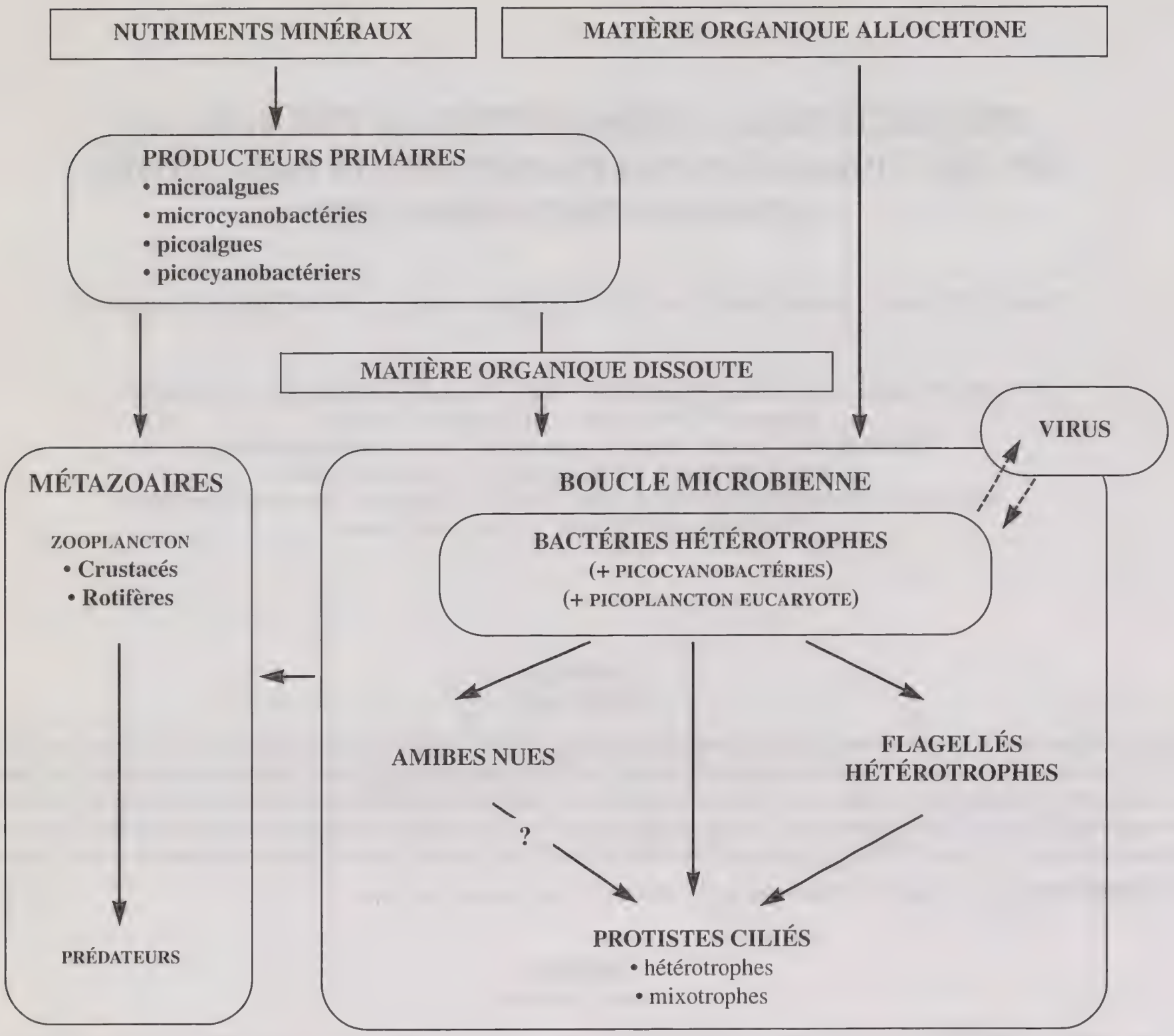


FIG. 1.– Schématisation des réseaux trophiques en milieu aquatique (d'après AMBLARD *et al.*, 1998).
Food webs in aquatic ecosystems (from AMBLARD et al., *1998).*

blent constituer de bons indicateurs des perturbations d'origine anthropique (GILBERT *et al.*, 1998a et b). Cependant, les études concernant les communautés microbiennes qui se développent au niveau de la partie chlorophyllienne des sphaignes restent rares, et, le plus souvent, descriptives, et il est difficile d'évaluer avec précision l'importance réelle de ces communautés dans le fonctionnement des tourbières.

L'objectif de cet article est donc de faire le point sur les différents travaux concernant les communautés microbiennes des tourbières à sphaignes et plus particulièrement de ceux présentant des valeurs d'abondance et de biomasse, et de montrer l'intérêt d'intégrer les microorganismes dans l'étude des perturbations affectant les tourbières à sphaignes.

LES COMMUNAUTÉS MICROBIENNES DES TOURBIERES

LES MICRO-ORGANISMES DÉCOMPOSEURS

Les bactéries hétérotrophes constituent le groupe microbien le plus abondant dans les tourbières. À partir de comptages directs en épifluorescence, les abondances bactériennes dans la tourbe ont été évaluées à environ 10^9 à 10^{10} cell.g^{-1} (poids sec), tandis que l'abondance bactérienne dans l'eau d'expression des sphaignes a été évaluée à près de 7,3 x 10^9 cell.l^{-1}, soit des valeurs 10^3 à 10^4 fois supérieures à celle trouvées par des méthodes classiques de comptage sur gélose (TAB. I). Les champignons microscopiques sont, avec les bactéries, les principaux décom-

Source : MNHN

TABLEAU I.– Abondances et biomasses bactériennes dans différents types de tourbières (PS : poids sec, PF : poids frais).
Bacterial abundance and biomass at the surface of peatlands (PS: dry mass, PF: fresh mass).

Profondeur échantillonnée	Type bactérien	Abondance	Biomasse	Méthode d'étude	Références
surface	ensemble	$7{,}3x10^6$Cell.ml^{-1}	0,5 µgC.ml^{-1}	fluorescence	GILBERT *et al.*, 1998a
surface	ensemble	$6{,}2x10^7$Cell.ml^{-1}	11,3 µg.ml^{-1}	fluorescence	GILBERT *et al.*, 1998b
0 à -50 cm	ensemble	20-119x10^{8}Cell.g^{-1} (PS)		fluorescence	GREAVES *et al.*, 1973
surface	aérobies	5-l40x10^{3}Cell.ml^{-1}		culture	GROLIERE, 1977
surface	aérobies	3,9-8,5x10^{6}Cell.g^{-1} (PS)		culture	FRANCEZ, 1991
-5 cm	aérobies	0,085-90x10^{6}Cell.g-1 (PS)		culture	HIROKI & WATANABE, 1996
- 5 cm	aérobies	1,61x10^{10}Cell.g^{-1} (PS)	4,5 mg.g^{-1} (PS)	culture	CLARHOLM & ROSSSWALL, 1980
- 30 cm	aérobies	3,5x10^{6}Cell.g^{-1} (PF)		culture	WASKMAN & STEVENS, 1929
- 32 cm	aérobies	15x10^{9}Cell.m^{-2} (PS)	0,3 g.m^{-2} (pS)	culture	MARTINET *et al.*, 1982
(revue)	aérobies	0,034-5,5x10^{6}Cell.g^{-1} (PS)		culture	GIVEN & DICKINSON, 1975
mélange	aérobies	0,2x10^{6}Cell.g^{-1} (PS)		culture	GARDINER, 1975
- 32 cm	anaérobies	0,4x10^{9}Cell.M^{-2} (PS)		culture	MARTINET *et al.*, 1982
5 à -70 cm	méthanogènes	0,3-51x10^{6}Cell.g^{-1} (PF)		indirecte	SUNDH *et al.*, 1995
-5 cm	cellulolytiques	27-87x10^{4}Cell.g^{-1} (PS)		culture	HIROKI & WATANABE, 1996

TABLEAU II.– Abondances et biomasses des champignons dans différents types de tourbières (PS : poids sec, PF : poids frais).
Abundance and biomass of fungi at the surface of peatlands (PS: dry mass, PF: fresh mass).

Profondeur échantillonnée	Type	Abondance	Biomasse	Méthode d'étude	Références
surface	ensemble	10^{6}ind.g^{-1} (PF)		culture	WASKMAN & STEVENS, 1929
surface	ensemble	0,25x10^{6}ind.g^{-1} (PS)		culture	GARDINER, 1975
surface	ensemble	4,8x10^{5}ind.g^{-1} (PS)		culture	FRANCEZ, 1991
-5 cm	ensemble	0,02-10x10^{6}ind.g^{-1} (PS)		culture	HIROKI & WATANABE, 1996
-25 cm	ensemble	1,6-2,1x10^{5}ind.g^{-1} (PS)		culture	FRANCEZ, 1991
surface	levures	2,9x10^{6}ind.g^{-1} (PS)		culture	GIVEN & DICKINSON, 1975
surface	hyphomycètes		1,3 µg.ml^{-1}	directe	GILBERT *et al.*, 1998b
surface	mycéliums	160-320 mètres.cm^{-3}		directe	GIVEN & DICKINSON, 1975
-5 cm	mycéliums	1-12,4 mètres.g^{-1} (PS)		directe	COLLINS *et al.*, 1996
-6 cm	cellulolytiques	0,5-30x10^{4}ind.g^{-1} (PS)		culture	HIROKI & WATANABE, 1996

poseurs de la matière organique dans les sols. Ils renferment de nombreuses formes très hétérogènes, dont la plupart sont filamenteuses. NILSSON *et al.* (1991) identifient 22 espèces fréquentes de champignons dans une tourbière suédoise, alors que CZECZUGA (1993) en dénombre 37 dans une tourbière polonaise. Les principaux genres rencontrés appartiennent aux groupes des hyphomycètes (*Anguillospora*, *Dactylaria*...), des oomycètes (*Achlya*, *Saprolegnia*, *Pythium*...) et des chytridiomycètes (*Rhyzophydium*, *Chytridium*...). L'abondance des champignons revivifiables est proche de 10^6 unités.g^{-1} de tourbe sèche (TAB. II). Cependant, ce type de dénombrement est peu informatif, car il ne donne aucune indication sur la biomasse fongique réelle. COLLINS *et al.* (1978) estiment cette biomasse à 1,4 mg.g^{-1} de tourbe sèche dans la litière d'une tourbière de haut-marais, à partir de la mesure directe de la longueur des filaments, qui représentent jusqu'à 12,4 mètres.g^{-1} de tourbe sèche. Selon GILBERT *et al.* (1998b), les hyphes et les spores de champignons représentent 1,3 mg.l^{-1} dans la partie chlorophyllienne des sphaignes (TAB. II).

Les rôles respectifs des bactéries et des champignons dans la décomposition de la litière est encore relativement mal connu dans les tourbières. Selon WYNN-WILLIAMS (1982), le rapport, en terme de biomasse, entre les bactéries, les levures et les champignons, dans les 3 premiers centimètres de tourbe, en période printanière, serait de 1:4:5, l'importance relative plus grande des champignons par rapport aux bactéries étant sans doute liée à la moins grande sensibilité des champignons à l'acidité. Plus précisément, les champignons cellulolytiques sont plus abondants dans les tourbières que les bactéries cellulolytiques (HIROKI & WATANABE, 1996).

LES MICROALGUES ET LES CYANOBACTÉRIES

Les microalgues et les cyanobactéries, si elles n'ont fait l'objet que de quelques inventaires, sont, cependant, du

Source : MNHN

TABLEAU III.– Abondances et biomasses des microalgues et des cyanobactéries dans différents types de tourbières.
Abundance and biomass of microalgae and cyanobacteria at the surface of peatlands.

Zone d'étude	Classe	Abondance	Biomasse	Méthode d'étude	Références
Surface	ensemble	0,1-1x10^4 cell.l^{-1}		directe	DUTHIE, 1965
Eau libre	ensemble		3-13 µg Chl a.l^{-1}	directe	HENEBRY & CAIMS, 1984
Eau libre	ensemble		10-1041 µg Chl a.l^{-1}	directe	SCHOENBERG & OLIVER, 1988
Périphyton (lame)	ensemble		0,04-0,4 µgChl a.cm^{-2}	directe	SCHOENBERG & OLIVER, 1988
Eau libre	ensemble	0,5-6,4x10^6 cell.l^{-1}		directe	MALATONI & TELL, 1996
Surface	ensemble		79,6 µg Chl a.l^{-1}	directe	GILBERT *et al.*, 1998a
Surface	ensemble	4,5-19,3x10^7 cell.l^{-1}	31,7 mg.l^{-1}	directe	GILBERT *et al.*, 1998b
Surface	ensemble		247 µg Chl a.l^{-1}	directe	GILBERT *et al.*, 1998b
Surface	nanoalgues		10-53 µg Chl a.l^{-1}	directe	SCHOENBERG & OLIVER, 1988
Surface	cyanobactéries	0-2,8x10^6 cell.l^{-1}		directe	MALATONI & TELL, 1996
Surface	cyanobactéries	0,2-22,4x10^7 cell.l^{-1}	0,48 mgC.l^{-1}	directe	GILBERT *et al.*, 1998a
Surface	cyanobactéries	2,7x10^7 cell.l^{-1}	2,1 mg.l^{-1}	directe	GILBERT *et al.*, 1998b
Surface	dinophycées	0-1,3x10^6 cell.l^{-1}		directe	MALATONI & TELL, 1996
Surface	diatomées	0,1-8x10^3 cell.l^{-1}		directe	DUTHIE, 1965
Surface	diatomées	0-9x10^6 cell.l^{-1}		directe	MALATONI & TELL, 1996
Surface	diatomées	0,2-4,4x10^7 cell.l^{-1}	0,44 mgC.l^{-1}	directe	GILBERT *et al.*, 1998a
Surface	desmidiées	0,1-5x10^3 cell.l^{-1}		directe	DUTHIE, 1965
Surface	desmidiées	1,1-5x10^3 cell.l^{-1}		directe	DUTHIE, 1965
Eau libre	desmidiées	0,6-125x10^3 cell.l^{-1}		directe	TOMASCEWICZ, 1994
Surface	chrysophycées	0-5x10^6 cell.l^{-1}		directe	MALATONI & TELL, 1996
Surface	chlorophycées	0,1-7x10^3 cell.l^{-1}		directe	DUTHIE, 1965

point de vue taxonomique, les micro-organismes les mieux étudiés dans les tourbières. VILLERET (1955) a dénombré 198 espèces différentes de microalgues et de cyanobactéries dans des tourbières bretonnes, alors que COSANDEY (1964) en a identifié plus de 400 dans une tourbière suisse, et COMPERE (1980), 248 dans des tourbières de France et de Belgique. Selon DELL'UOMO (1981), sur un ensemble de 240 espèces identifiées dans un petit lac tourbeux d'Italie, 46 % sont des chlorophycées (dont 17 % de desmidiées) et 27 % des diatomées. Les euglénophycées et les cyanobactéries constituent, chacune, environ 8 % de la totalité des espèces, les autres groupes de microalgues étant représentés dans des proportions moindres. Les cyanobactéries jouent, probablement, un rôle important dans les tourbières car certaines espèces ont la capacité de fixer l'azote atmosphérique et donc d'enrichir la tourbière en azote (BASILIER, 1980). Peu de données concernant l'abondance des microalgues et des cyanobactéries sont disponibles (TAB. III). Elle varie entre 10^4 et 10^6 cell.l^{-1}, selon les auteurs et les milieux prospectés, ce qui correspond à des biomasses comprises entre 3 et 1000 µg.l^{-1} de chlorophylle a (TAB. III). La dynamique des populations des différents groupes de microalgues est en grande partie conditionnée par la température et par la teneur en eau des sphaignes. DUTHIE (1965) a ainsi clairement mis en évidence, dans un haut-marais, l'existence de deux pics de développement, l'un au printemps et l'autre en l'automne, pour les microalgues, en raison de la sécheresse estivale.

LES PROTOZOAIRES

Différentes espèces de flagellés hétérotrophes appartenant aux genres *Chilomonas*, *Monosiga* ou *Monas* ont été observés par HENEBRY & CAIRNS (1984) sur des supports de polyuréthane immergés dans des tourbières. Selon GILBERT *et al.* (1998a), l'abondance de ces protozoaires est en moyenne de 2,9 10^6 cell.l^{-1}, à la surface d'une tourbière de bas-marais. Les ciliés ont été étudiés de façon conséquente par GROLIERE (1974-1975, 1975 et 1977). Parmi les genres observés, certains sont ubiquistes, tels que *Paramecium*, *Cyclidium*, *Urotricha*, *Prorodon*, *Spirostomum*, *Nassula*, *Frontonia*, *Vorticella* et *Spathidium*, d'autres, comme *Bryometopus* et *Climacostomum,* sont plus spécifiques aux tourbières. GROLIERE (1974-1975, 1975) a d'ailleurs décrit de nombreuses espèces nouvelles vivant quasi-exclusivement dans les sphaignes. Les mesures effectuées sur de l'eau d'expression des sphaignes indiquent que l'abondance des ciliés est comprise entre 0 et 2,6 x 10^6 cell.l^{-1} (GROLIERE, 1977). Globalement, les abondances maximales sont observées au début et à la fin de l'été, mais ce phénomène recouvre, en réalité, des dynamiques saisonnières très contrastées selon les espèces considérées. Les amibes nues sont présentes dans les tourbières, mais ce sont les amibes à thèques qui ont été le plus étudié dans ces milieux. SCHÖNBORN (1962, 1963, 1982), HEAL (1964), BONNET (1965), COUTEAUX (1969), MORACZEWSKI & BONNET

Source : MNHN

(1969), MEISTERFELD (1977, 1979) et WARNER (1987) se sont intéressés à la systématique et à l'écologie des thécamoebiens des sphaignes. Les principales espèces rencontrées appartiennent aux genres *Trinema*, *Corythion*, *Amphitrema* et *Euglypha* pour le groupe des Filosea, et aux genres *Nebela*, *Heleopera*, *Hyalosphenia*, *Arcell*a, *Assulina*, *Centropyxis* et *Difflugia* pour le groupe des Lobosea. Contrairement aux ciliés et aux microalgues, les thécamoebiens semblent moins affectés par les variations climatiques que les autres micro-organismes, et sont régulièrement présents tout au long de l'année. Leur abondance est comprise entre 10^4 et 10^6 cell.l^{-1} selon GILBERT *et al.*, 1998a, tandis que MEISTERFELD (1977) évalue leur densité à 49,5x 10^4 cell.m^{-2}. Ce dernier auteur a, par ailleurs, mis en évidence des variations verticales de l'abondance des principales espèces de thécamoebiens des sphaignes. Ainsi, les espèces mixotrophes (*Hyalosphenia papilio*, *Amphitrema flavum*...) vivent uniquement dans la partie supérieure des sphaignes (0-3 cm), tandis que les espèces hétérotrophes, et notamment les Nébelidées, se développent, également, dans les zones plus profondes. TOLONEN *et al.* (1992, 1994) ont, récemment, pu mettre en évidence l'intérêt des associations d'espèces de thécamoebiens dans la caractérisation du niveau trophique des tourbières. En effet, des relations ont pu être établies entre différents paramètres environnementaux des tourbières (calcium, azote, pH, humidité) et la composition spécifique de la communauté de thécamoebiens. Enfin, ces protozoaires semblent constituer un groupe clef dans le fonctionnement de la boucle microbienne à la surface des tourbières (GILBERT *et al.*, 1998a).

LES MÉTAZOAIRES

Selon la classification de SIEBURTH *et al.* (1978), les petits métazoaires peuvent être considérés comme des micro-organismes lorsque leur taille est inférieure à 200 µm. C'est le cas de nombreux rotifères, qui sont d'ailleurs généralement considérés comme une composante des réseaux trophiques microbiens (ARNDT, 1993). OLIVIER (1938), BATUT (1965), puis FRANCEZ (1984a et b, 1988) ont dressé des listes d'espèces de rotifères des tourbières. En terme de biomasse, le groupe des bdelloïdes, rotifères qui se déplacent par reptation sur les feuilles de sphaignes, est dominant. Les espèces appartiennent, notamment, aux genres *Philodina* et *Habrotrocha*. Par ailleurs, de nombreuses espèces de rotifères monogontes vivent dans les tourbières. Les genres *Lecane*, *Colurella*, *Trichocerca* et *Euchlanis* sont ainsi fréquemment cités. FRANCEZ (1981) a dénombré 142 espèces de rotifères monogontes, sessiles et bdelloïdes dans diverses tourbières d'Auvergne. Cet auteur met, par ailleurs, en évidence une réduction de la taille et de l'abondance de ces organismes entre le bas-marais (8,2 x 10^4 ind.m^{-2}) et le haut-marais (2,9 x 10^4 ind.m^{-2}). Ce phénomène est probablement lié à la diminution du contenu hydrique et à l'acidité dans les sphaignes (FRANCEZ, 1987 ; PEJLER & BERZINS, 1993).

IMPORTANCE RELATIVE DES DIFFÉRENTS GROUPES MICROBIENS

L'importance relative des différents groupes microbiens, en terme de biomasse a été évaluée ponctuellement, au mois de juillet, dans une tourbière de bas-marais à *Sphagnum fallax* (GILBERT *et al.*, 1998b). Les bactéries hétérotrophes représentent 17 % de la biomasse microbienne totale, les micro-organismes pigmentés, algues et cyanobactéries, environ 50 %, les protozoaires 26 %, les champignons 2 % et les rotifères 5 %. La chaîne trophique linéaire classique (microalgues métazooorganismes) semble donc relativement peu développée à la surface des tourbières, par comparaison à ce qui a été observé en milieu pélagique lacustre et marin, tandis que la boucle microbienne semble avoir une importance prépondérante. Cependant, dans ce type de milieu, la source principale de matière organique ne semble pas être l'excrétion microalgale, comme c'est le cas en milieu pélagique lacustres ou marins, ni les apports d'origine allochtone, mais provient probablement de la décomposition des sphaignes et des végétaux supérieurs qui se développent à la surface de la tourbière.

IMPACT DES PERTURBATIONS D'ORIGINE ANTHROPIQUE SUR LE FONCTIONNEMENT DES TOURBIERES

Les tourbières à sphaignes constituent des écosystèmes très fragiles, dont l'équilibre est principalement lié au maintien du niveau de la nappe d'eau et aux faibles concentrations en éléments nutritifs présents dans le milieu. Des modifications de l'un, ou de ces deux paramètres affectent la croissance des sphaignes et peuvent être responsables de l'arrêt du processus de turbification. Les activités humaines peuvent être directement responsables des perturbations (utilisation des tourbières à des fins sylvicoles, extraction artisanale de tourbe pour la production de combustible ou de substrat horticole) parce qu'elles nécessitent le drainage de la tourbière ou l'épandage de fertilisants. Cependant, le fonctionnement des tourbières peut également être indirectement altéré par les activités anthropiques. Ainsi, l'augmentation des concentrations en azote dans les précipitations (VAN BREEMEN *et al*, 1984), est notamment susceptible de perturber les processus d'accumulation de la tourbe (AERTS *et al*, 1992, JAUHIAINEN *et al*, 1994).

Le drainage et l'apport de fertilisants modifient considérablement la structure et le fonctionnement des com-

Source : MNHN

munautés microbiennes des sphaignes. Ces pratiques perturbent le fonctionnement général de la tourbière et accélèrent la minéralisation de la matière organique par les communautés de décomposeurs. Ainsi, après trois années de mise en culture de la tourbière, la flore fongique est défavorisée, tandis que l'abondance des bactéries aérobies et des actinomycètes est multiplié par dix (KÜSTER, 1993). De plus, à moyen terme, l'apports de fertilisants utilisés en agriculture (NPKCa et PKCa) entraîne une forte augmentation de l'importance relative des bactéries (GILBERT *et al.*, 1998a). Par ailleurs, l'importance relative des différents groupes des autres types de micro-organismes est modifiée par ce type de perturbations anthropiques. Ainsi, le drainage modifie l'importance relative des différents groupes de microalgues, au détriment des desmidiées. De même, la pratique de l'écobuage, consistant à mettre le feu à la surface des tourbières pour augmenter la quantité d'éléments nutritifs disponibles pour les végétaux supérieurs, favorise le développement des euglènes et des diatomées (KÜSTER, 1993). GILBERT *et al.* (1998a) observe des effets similaires sur les communautés de microalgues et de cyanobactéries après des apports de fertilisants agricoles. De plus, ces apports entraînent des modifications importantes de la structure des communautés de protozoaires en favorisant le développement des ciliés au détriment des thécamoebiens (GILBERT *et al.*, 1998a). Enfin, selon FRANCEZ (1988) la fauche entraîne une baisse de la biodiversité des peuplements de rotifères à l'échelle de la tourbière.

Les études récentes réalisées sur l'impact des apports d'azote à la surface des tourbières indiquent que la structure et le fonctionnement des communautés microbiennes peuvent être très rapidement affectés par ce type de perturbation (GILBERT *et al.*, 1998b). Ainsi, après quatre mois, des apports de 5 gN. m^{-2} entraînent une très forte augmentation de la biomasse des micro-organismes autotrophes, des concentrations en chlorophylle A et de la production primaire microbienne, tandis que, parallèlement, l'augmentation de la biomasse des micro-organismes hétérotrophes et de l'activité hétérotrophe microbienne est nettement plus mesurée. Ces observations pourraient notamment indiquer que les sphaignes perdent leur avantage compétitif pour la prise de l'azote quand les concentrations en cet élément augmentent.

CONCLUSION

La multiplicité des micro-écosystèmes présents en surface des tourbières, et la difficulté de réaliser un bon échantillonnage des micro-organismes dans ces milieux font que les communautés microbiennes des tourbières n'ont, jusqu'à présent, probablement pas suffisamment été prises en compte par la communauté scientifique. Bien que peu d'études considérant simultanément l'abondance et la biomasse des différents groupes de micro-organismes aient été réalisées, il apparaît clairement que les micro-organismes représentent des biomasses importantes dans les tourbières. En outre, il est probable que les communautés microbiennes, et notamment ceux de la boucle microbienne, jouent un rôle important dans le recyclage des éléments nutritifs à la surface des tourbières.

La capacité des micro-organismes à réagir rapidement aux modifications du milieu, fait que la structure et le fonctionnement de la boucle microbienne constituent sans aucun doute les indicateurs les plus précoces des différentes perturbations subies par les tourbières, et notamment des perturbations diffuses telles que celles induites par l'augmentation des dépôts d'azote ou d'autres polluants au travers des précipitations. Ils pourraient, de même, être de bons marqueurs pour suivre les différentes expériences de recolonisation par les sphaignes dans les tourbières exploitées.

Pour toutes ces raisons, il nous semble important d'acquérir des connaissances plus précises sur la structure et le fonctionnement des communautés de micro-organismes pour les différents stades d'évolution des tourbières à sphaignes, en conditions naturelles et sous l'effet de perturbations.

BIBLIOGRAPHIE

AERTS, R., WALLÉN B. & MALMER, N., 1992.– Growth-limiting nutrients in *Sphagnum*-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. *J. Ecol.* 80 : 131-140.

AMBLARD, C., BOISSON, J.C., BOURDIER, G., FONTVIEILLE, D., GAYTE, X. & SIME-NGANDO, T., 1998.– Écologie microbienne en milieu aquatique : des virus aux protozoaires. *Rev. Sc. Eau n° spécial* : 145-162.

AMBLARD, C., CARRIAS, J.F., BOURDIER, G. & MAURIN, N., 1995.– The microbial loop in a humic lake : seasonal and vertical variations in the structure of the different communities. *Hydrobiologia,* 300/301 : 71-84.

AMBLARD, C., BOURDIER, G., SIME-NGANDO, T., RACHIQ, S. & CARRIAS, J.-F., 1994.– Diel and vertical variations of the microbial stocks (Bacteria, heterotrophic Flagellates, Ciliates, phytoplankton) and their relative activities. *Arch. Hydrobiol. Beih.*, 41 : 125-144.

ARNDT, H., 1993.– Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates)- a rewiew. *Hydrobiologia*, 255-256 : 231-246.

AZAM, F., FENCHEL, T., FIELD, J.G., GRAY, J.S., MEYER, L.A., & THINGSTAD, F., 1983.– The ecological role of water column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Pro. Ser.*, 10 : 257-263.

BASILIER, K., 1980.– Fixation and uptake of nitrogen in *Sphagnum* blue-green algal associations. *Oïkos*, 34, 239-242.

BATUT, J., 1965.– Etude de la faune submicroscopique de quelques tourbières à *Sphagnum*. *Hydrobiologia*, 25 (1-2) : 239-276.

BONNET, L., 1965.– Le peuplement thécamoebien de la région d'Orédon (Haute-Pyrénées). 1.Quelques aspects de la faune des tourbières. *Annls Limnol.*, 1 (2) : 113-143.

CARRIAS, J.F., AMBLARD, C., QUIBLIER-LLOBERAS, C., & BOURDIER, G., 1998.– Seasonal dynamics of free and attached heterotrophic nanoflagellates in an oligomesotrophic lake. *Freshwater Biol.*, 39 : 91-101.

Source : MNHN

CLARHOLM, M & ROSSWALL, T., 1980.– Biomass and turnover of bacteria in a forest soil and a peat. *Soil biol. Biochem.*, 12 : 49-57.

CLARHOLM, M., 1994.– The microbial loop in soil *in Beyond the Biomass,* Edited by RITZ K, DIGHTON, J & GILLER, K E. British Society of Soil Science.

COLEMAN, D.C., 1994.– The microbial loop as used in terrestrial soil ecology studies. *Microb. Ecol.*, 28 : 245-250.

COLLINS, V.G., D'SYLVA, B.T. & LATTER, P.M., 1978.– Microbial populations in peat. *in*: *Production ecology of british moors and montane grasslands*, HEAL, O.W. & PERKINS, D.F. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New york.

COMPERE, P., 1980.– Quelques algues de la région de Brûly (France, Ardennes ; Belgique, Namur). *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg,* 112 : 151-165.

COSANDEY, F., 1964.– *La tourbière des Tenasses sur Vevey*. Hans Huber (Ed), Berne, pp 123-137.

COÛTEAUX, M.-M., 1969.– Thécamoebiens muscicoles de Gaume et de Moyenne-Belgique. *Rev. Ecol. Biol. Sol,* 4 (4) : 413-428.

CZECZUGA, B., 1993.– Aquatic fungi of the Gorbacz and Ostrowki Peatbogs. *Acta Mycologica,* 28 (1) : 69-75.

DELL'UOMO, A., 1981.– Studio algologico del bacino torboso-palustre del Laghestel (Trento). *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica*, 58 : 169-230.

DUTHIE, H.C., 1965.– A study of the distribution and periodicity of some algae in a bog pool. *J. Ecol.* 53 : 343-359.

FRANCEZ, A.-J., 1981.– Rotifères de quelques tourbières d'Auvergne. *Ann. Stat. Biol. Besse-en-Chandesse,* 15 : 276-287.

FRANCEZ, A.J., 1984a.– Remarques taxonomiques sur quelques rotifères des tourbières avec la description d'une espèce et d'une sous-espèce nouvelle. *Hydrobiologia,* 109 : 125-130.

FRANCEZ, A.J., 1984b.– Rotifères sessiles observés en Auvergne. *Bulletin des naturalistes parisiens*. 40 (3-4) : 73-80.

FRANCEZ, A.-J., 1987.– Successions écologiques dans les tourbières : Le peuplement de rotifères du lac-tourbière de Chambedaze (Puy-de-Dôme, France). *Bull. Ecol.*, 18 (1) : 31-38.

FRANCEZ, A.-J., 1988.– Le peuplement de rotifères libres de deux lacs-tourbières du Puy-de-Dôme (France). *Vie Milieu*, 38 (3/4) : 281-292.

FRANCEZ, A.J., 1991.– *Production primaire et accumulation de matière organique dans les tourbières à sphaignes des monts du Forez. Influences des activités humaines sur leur fonctionnement et leur évolution*. Thèse de doctorat, Univ. Paris 6.

GARDINER, J.J., 1975.-The influence of fertilisers upon microbial activity in peat. II- Calcium and nitrogen. *Irish Forestry*, 32 : 101-114.

GIFFORD, D.J., 1991.– The Protozoan-Metazoan trophic link in pelagic ecosystems. *J. Protozool.* 38 (1) : 81-86.

GILBERT, D., AMBLARD, C., BOURDIER, G. & FRANCEZ, A.J., 1998a.– The microbial loop at the surface of a peatland : structure, functioning and impact of nutrients inputs. *Microb. Ecol.*, 35 : 83-93.

GILBERT, D., AMBLARD, C., BOURDIER, G. & FRANCEZ, A.J., 1998b.-.– Short effect of nitrogen enrichment on the microbial communities of a peatland. *Hydrobiologia*, 373-374 : 111-119.

GIVEN, P.H. & DICKINSON, C.H., 1975.– Biochemistry and microbiology of peats. Soil Biochemistry, vol. 3, Chap. 4, 123-212, P.A. Paul et A.D. Mc Laren (Eds). Marcel Dekkets, New-York.

GREAVES, M.P., WHEATLEY, R.E., SHEPHERD, H. & KNIGHT, A.H., 1973.– Relationship between microbial populations and adenosine triphosphate in a basin peat. *Soil biol. Biochem.*, 5 : 685-687.

GROLIERE, C.A., 1974-1975.– Etude de quelques ciliés hyménostomes des eaux acides de la région de Besse en Chandesse. *Ann. Stat. Biol. Besse en Chandesse,* 9 : 79 : 109.

GROLIERE, C.A., 1975.– Descriptions de quelques ciliés hypotriches des tourbières à sphaignes et étendues d'eau acides. *Protistologica,* 11 : 481-498.

GROLIÈRE, C.A., 1977.– Contribution à l'étude des ciliés des sphaignes : II-Dynamique des populations. *Protistologica,* 8, (3) : 335-352.

HEAL, O.W., 1964.– Observations on the seasonal and spatial distribution of Testacea (Protozoa : Rhizopoda) in *Sphagnum*. *J. Anim. Ecol.*, 33 : 395-412.

HENEBRY, M.S. & CAIRNS, J., 1988.– Protozoan colonization rates and trophic status of some freshwater wetland lakes. *J. Protozool.*, 31 (3) : 456-467.

HIROKI, M., & M.M., WATANABE, 1996.– Microbial community and rate of cellulose decomposition in peat soils in mire. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 42 (4) : 893-903.

JAUHIAINEN, J., VASANDER, H., & SILVOLA, J., 1994.– Response of *Sphagnum fuscum* to N-deposition and increased CO_2. *J. Bryology*, 18 : 83-95.

KUSTER, E., 1993- The microbiology of peat. In : HEATWAITE, A.L. & GOTTLICH, KH. (eds), *Mires. Processes, Exploitation and Conservation*. J. Wiley and sons, Chichester, New York : 311-324.

MARTIN, N.J., SIWASIN, J., & HOLDING, A.J., 1982.– The bacterial population of a blanket peat. *J. Appl. Bacteriol.*, 53 : 35-48.

MATALONI, G. & TELL, G., 1996.– Compartive analysis of the phytoplankton communities of a peat bog from Tierra del Fuego (Argentina). *Hydrobiologia*, 325 : 101-112.

MEISTERFELD, R., 1977.– Die horizontale und vertikale Verteilung der testaceen (Rhizopoda, Testacea) in *Sphagnum*. *Arch. Hydrobiol.*, 79 (3) : 319-356.

MEISTERFELD, R., 1979.– Zur systematik der testaceen (Rhizopoda, Testacea) in *Sphagnum*. Eine REM-untersuchung. *Arch. Protistenk.*, 121 : 246-269.

MORACZEWSKY, J. & BONNET, L., 1969.– Le peuplement Thécamoebien de quelques tourbières dans la région de Besse-en-Chandesse (Puy-de-Dôme). *Ann. Stat. Biol. Besse-en-Chandesse*, 4 : 291-334.

NILSSON, M., BAATH, E. & SÖDERSTRÖM, B., 1992.– The microfungal communities of a mixed mire in northern Sweden. *Can. J. Bot.*, 70 : 272-276.

OLIVIER, L., 1938.– Recherches sur la faunule des fosses de tourbage de quelques tourbières mont-doriennes. *Rev. Sci. Nat. Auvergne*, 4 (2) : 103-110.

PEJLER, P., & BERZINS, B., 1993.– On the ecology mire Rotifers. *Limnologica*, 23 (4) : 295-299.

PORTER, K.G., SHERR, E.B., SHERR, B.F., PACE, M. & SANDERS, R.W., 1985.– Protozoa in planktonic food webs. *J. Protozool.*, 32 (3) : 409-415.

RIEMANN, B., & CHRISTOFFERSEN, K., 1993.– Microbial trophodynamics in temperate lakes. *Mar. Microb. Food webs*, 7 (1) : 69-100.

SCHOENBERG, S.A., & OLIVER, J.D., 1988.– Temporal dynamics and spatial variation of algae in relation to hydrology and sediment characteristics in the Okefenokee Swamp, Georgia. *Hydrobiologia*, 162 : 123-133.

SCHÖNBORN, W., 1962.– Zur ökologie der sphagnikolen, bryokolen und terrikolen testaceen. *Limnologica*, 1 (3) : 231-254.

SCHÖNBORN, W., 1963.– Die stratigraphie lebender testaceen im sphagnetum der hochmoore. *Limnologica*, 1 (4): 315-321.

SCHÖNBORN, W., 1982.– Estimation of annual production of Testacea (Protozoa) in müll and moder (II). *Pedobiologia,* 23 : 383-393.

SIEBURTH, J.MCN., & DAVIS, P. G., 1982.– The role of heterotrophic nanoplankton in the grazing and nurturing of planktonic bacteria in the Sargasso and Catibbean seans. *Ann. Inst. Oceanogr.*, 58 (5) : 285-296.

STOCKNER, J.G. & PORTER, K.G., 1988.– Microbial food webs in

Source : MNHN

freshwater planktonic ecosystems. *In* : S. J. CARPENTER (ed), *Complex interactions in lake communities.* Springer-Verlag, New York, pp 69-83.

SUNDH, I., BORGA, P., NILSSON, M., & SVENSSON, B.H., 1995.– Estimation of cell numbers of methanotrophic bacteria in boreal peatlands based on analysis of specific phopholipid fatty acids. *FEMS Microbiol. Ecol.,* 18 : 103-112.

TOLONEN, K., WARNER, B.G. & VASANDER, H., 1992.– Ecology of testaceans (Rhizopoda : Testacea) in mires in southern Finland : 1.autoecology. *Arch. Protistenkd.*, 142 : 119-138.

TOLONEN, K., WARNER, B.G. & VASANDER, H., 1994.– Ecology of testaceans (Rhizopoda : Testacea) in mires in southern Finland : 2.Multivariate analysis. *Arch. Protistenkd.*, 142 : 119-138.

TOMASZEWICZ, G. H., 1994.– Abundance and composition of the desmid flora in a series of peat pits, in relation to pH and some other habitat parameters. *Biologia*, 49 (4) : 519-524.

TURNER, J.T., TESTER, P.A., & FERGUSSON, R.L., 1988.– The marine cladoceran *Penilia avirostris* and the "microbial loop" of pelagic food webs. *Limnol. Oceanogr.*, 33 (2) : 245-255.

VAN BREEMEN, N., DRISCOLL, C.T., & MULDER, J., 1984.– Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. *Nature*, 307 : 599-604.

VILLERET, S., 1955.– *Contribution à la biologie des algues des tourbières à sphaignes.* Thèse de Doctorat ès Sciences, Université de Paris : 246 p.

WARNER, B., 1987.– Abundance and diversity of Testate Amoeba (Rhizopoda, Testacea) in *Sphagnum* peatlands in Southwestern Ontario, Canada. *Arch. Protistenkd.*, 133 : 173-180.

WASKMAN, S.A., & STEVENS, K.R., 1929.– Contribution to the chemical composition of peat : V. the rôle of microorganisms in peat formation and decomposition. *Soil Sc.,* 27 (4) : 315-340.

WYNN-WILLIAMS, D.D., 1982.– Simulation of seasonal changes in microbial activity of maritime antartic peat. *Soil Biol. Biochem.*, 14 : 1-12.

ENGLISH ABRIDGED VERSION

As *Sphagnum* peatlands are environments that are deficient in various inorganic nutrients and have very high organic matter loading, it is likely that the microbial loop (Dissolved Organic Matter —> Bacteria —> Protozoa —> Macrozooorganisms) plays a key role in their functioning. Furthermore, different studies seem to show that the microbial communities living at the surface of peatlands could be good indicators of human disturbances. The aim of this paper is to examine different works on the microbial communities in *Sphagnum* peatlands and to highlight the possibility of integrating these communities into studies of the effect of human disturbance on these ecosystems.

Heterotrophic bacteria are the most abundant microbial group in peatlands. Their abundance has been estimated at 7.3×10^9 cell.l^{-1}. The biomass of fungi mycelia has been estimated at 1.4 mg.g^{-1} of dry litter in a bog and at 1.3 mg.l^{-1} of water at the surface of a fen. Microalgae and cyanobacteria species are the most studied microbial species in peatlands. Cyanobacteria may play an important role in peatlands, because some species can fix atmospheric nitrogen. The number of species varies from 198 to 400 depending on the peatland. The abundance of microalgae and cyanobacteria has been estimated at 10^4 to 10^8 cell.l^{-1}, corresponding to biomasses between 3 and 1 000 µg.l^{-1} of chlorophyll a. The average abundance of heterotrophic flagellates have been estimated at $2.9\ 10^6$ cell.l^{-1} at the surface of a fen, and the ciliate abundance from 0 to 2.6×10^6 cell.l^{-1}. Naked amoebae are present in peatlands, but Testate amoebae have been more studied in these ecosystems. Their abundance varies from 10^4 to 10^6 cell.l^{-1}. Testate amoebae are likely to play a major role in the microbial food web of *Sphagnum* peatlands. The abundance of rotifers has been estimated at 8.2×10^2 ind.m^{-2} in a fen and at 2.9×10^4 ind.m^{-2} in a bog. The relative importance, in term of biomass, of the different microbial groups has been estimated in July in a *Sphagnum fallax* fen. Three groups of microorganisms dominated the microbial biomass of this peatland: Microalgae and cyanobacteria (50% of the total biomass), Protozoa (26%) and heterotrophic bacteria (17%). Rotifera (5% of total microbial biomass) and fungi (2%) occurred regularly but only accounted for a low biomass. The classic microbial chain (microalgae Metazooorganisms) is relatively less important compared to observations in pelagic ecosystems. However, the microbial loop does seem to play an important role in the flow of matter and energy. Nevertheless, in peatlands, the main source of dissolved organic matter is neither excretion from microalgae as it is observed in pelagic ecosystems nor the allochton contribution. The main source is likely from the decomposition of *Sphagnum* and plants in the peatland.

Sphagnum peatland ecosystems are very sensitive to the water level variations and to nutrient supply. Modifications of these two parameters could affect the growth of *Sphagnum* and could stop the process of peat accumulation. Human disturbances could directly affect peatlands (forestry, extraction of the peat) because of alterations in drainage or the fertilization of the peat. Peatlands also may be indirectly affected by human disturbances, such as increasing N-based deposition. Drainage and fertilization alter the structure and functioning of the microbial communities in *Sphagnum*. In particular, these practices affect the general functioning of the peatland and speed up the process of decomposition by bacteria and fungi. In addition, the drainage and the supply of fertilizers lead to a strong modification of the relative importance of the different microbial groups. Recent studies show that the structure and the functioning of the microbial communities at the surface of a fen could be quickly affected by nitrogen enrichment. In this way, after four months, the supply of 5 gN. m^{-2} has led to a strong increase in autotrophic microbial biomass and production. At the same time, the increase in heterotrophic microorganism biomass and of the potential heterotrophic activity in the fertilized plots was moderate. These results seem to indicate that the matter and energy fluxes following the classic linear food chain are promoted by inputs of nitrogen.

Few studies that include the abundance and the biomass of the different microbial groups have been conducted. However, it is clear that the microorganisms represent an important biomass in peatlands. In addition, the microorganisms, and notably the ones in the microbial loop, probably play a key role in nutrient recycling at the surface of the peatlands because the microorganisms react quickly to modifications of the living conditions. For this reason, the structure and the functioning of the microbial communities are early indicators of human disturbances in *Sphagnum* peatlands. Thus, it is important to include these parameters in future studies.

Source : MNHN

Écologie, t. 30 (1) 1999 : 53-62

ÉTABLISSEMENT DE SPHAIGNES RÉINTRODUITES SOUS DIVERSES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES RECOLONISANT LES TOURBIÈRES APRÈS L'EXPLOITATION

Stéphanie BOUDREAU & Line ROCHEFORT

Département de phytologie et Centre d'études nordiques Université Laval, Sainte-Foy, Québec, Canada, G1K 7P4
Fax : (418) 656-7856 (e-mail : line.rochefort@plg.ulaval.ca)

SUMMARY
(original scientific paper)

As part of a research project on restoration of post-harvested peatlands, a study was undertaken to test whether the presence of pioneer species helps the establishment of re-introduced Sphagnum mosses. Experiments were initiated on abandoned peat surfaces recolonised either by ericaceous shrubs, Eriophorum spissum *or* E. angustifolium. Sphagnum *diaspores, manually or mechanically-collected in a natural peatland, were re-introduced at each site, with or without the addition of a straw mulch. More Sphagnum mosses established beneath the cover of the two* Eriophorum *species, where the substrate is more humid and the microclimatic conditions more suitable to* Sphagnum *establishment. However, it was not possible to separate the effect of the plants themselves from the effect of their growing environment. Straw mulch had a positive effect on* Sphagnum *establishment in ericaceous communities, but this effect was not present in* Eriophorum *communities. Finally,* Sphagnum *diaspores established better when collected manually rather than mechanically.*

KEY WORDS: Peatland restoration - Sphagnum mosses - Succession - Pioneer species.

RÉSUMÉ
(travail original)

Des expériences de restauration de tourbières abandonnées après exploitation ont été effectuées afin de comparer l'influence d'espèces pionnières sur l'établissement de sphaignes réintroduites. Les sites expérimentaux étaient recolonisés par des communautés végétales dominées par : 1) des éricacées (e.g. Ledum groenlandicum *et* Chamaedaphne calyculata*), 2) la linaigrette dense (*Eriophorum spissum*) et 3) la linaigrette à feuilles étroites (*E. angustifolium*). Des sphaignes, récoltées manuellement ou mécaniquement, ont été réintroduites dans ces communautés végétales, en combinaison ou non avec l'ajout d'un paillis. Plus de sphaignes réussissent à s'établir dans les communautés dominées par l'une ou l'autre des deux espèces de linaigrettes, où le substrat est plus humide et le microclimat plus favorable, que dans les communautés d'éricacées. En outre, la paille a un effet bénéfique sur l'implantation des sphaignes sous les couverts d'éricacées mais n'a pas d'effet dans les deux communautés de linaigrettes. Il n'est cependant pas possible de dissocier l'influence des plantes de celle de leur environnement. Enfin, dans tous les cas, un meilleur succès d'établissement des sphaignes est observé lorsque celles-ci sont récoltées manuellement plutôt que mécaniquement.*

MOTS CLÉS : Restauration - Tourbière - Sphaigne - Succession - Espèce pionnière.

INTRODUCTION

Les recherches sur la restauration des tourbières ombrotrophes (bogs) se sont accrues au cours des dernières années, grâce à une meilleure compréhension de l'importance de ces milieux sur notre planète (e.g. puits pour le carbone, biodiversité), mais aussi suite à la dégradation et la perte de la ressource (WHEELER & SHAW, 1995). En Amérique du Nord, même si la réserve de tourbières est immense dans la zone de la forêt conifériennne boréale, l'exploitation se concentre dans les tourbières méridionales et crée de fortes pressions dans certaines régions (KEYS, 1992). À une échelle régionale ou même locale, la restauration devient impérative si l'on veut préserver ces milieux et les fonctions écosystémiques qui y sont rattachées.

Au Canada, la recherche sur la restauration des tourbières abandonnées après l'exploitation de la tourbe a débuté dans les années 1990, grâce aux efforts conjoints des gouvernements, des scientifiques et des industries de la tourbe. Ces dernières se sont d'ailleurs engagées à faire une gestion durable de cette ressource. L'objectif principal

Source : MNHN

poursuivi est de promouvoir un établissement rapide des sphaignes et le retour des conditions hydrologiques caractéristiques de ces milieux afin de favoriser le retour des structures et des fonctions d'un écosystème à nouveau accumulateur de tourbe. Essentiellement, la méthode de restauration développée au Canada consiste, après une restauration hydrologique partielle, à réintroduire des fragments de sphaignes que l'on protège à l'aide d'un paillis durant la phase d'établissement (QUINTY & ROCHEFORT, 1997a ; ROCHEFORT *et al.*, 1997). Les fragments de sphaignes (diaspores) sont récoltés dans des tourbières non perturbées de façon manuelle ou mécanique, selon l'échelle de grandeur des expériences ou des sites à restaurer. L'épandage des fragments de sphaigne résout la difficulté de la faible disponibilité en diaspores dispersées jusqu'au site à restaurer et l'ajout d'un paillis compense pour les conditions d'humidité extrêmement déficientes qui peuvent persister à la surface en dépit d'une nappe phréatique élevée (PRICE *et al.*, 1998).

La présente étude propose un moyen alternatif à ceux développés jusqu'à présent, basé sur les processus de successions végétales observés dans les tourbières abandonnées qui se sont spontanément recolonisées par la végétation typique des tourbières à sphaigne. En effet, on a souvent observé que dans les premiers stades de succession végétale dans les tourbières abandonnées, des sphaignes réapparaissent sous le couvert de plantes pionnières telles les *Eriophorum* spp. ou certaines mousses brunes du genre *Polytrichum*. (GROSVERNIER *et al.*, 1995 ; ROBERT *et al.*, sous presse). Ces espèces pionnières pourraient agir comme plantes compagnes et faciliter l'établissement des sphaignes en améliorant les conditions d'humidité déficientes à la surface et en réduisant l'érosion du substrat (SALONEN, 1992 ; GROSVERNIER *et al.*, 1997 ; BUTTLER *et al.*, 1998). Par contre, ces conditions microclimatiques générées par la présence de plantes pionnières n'ont, à notre connaissance, jamais été mesurées directement sur le terrain. Une fois établies, les sphaignes auraient le pouvoir de diriger la succession végétale, de part leur étonnante capacité à créer des conditions favorables à leur croissance et à la formation du dépôt tourbeux (LUKEN *et al.*, 1985 ; VAN BREEMEN, 1986).

Une série d'expériences a été initiée dans des sites abandonnés après l'exploitation de la tourbe et maintenant recolonisés par des communautés végétales dominées par différentes espèces pionnières : 1) des éricacées arbustives, 2) des linaigrettes denses (*Eriophorum spissum* Fern.) et 3) des linaigrettes à feuilles étroites (*E. angustifolium* Honck.). Les objectifs spécifiques de cette étude sont de comparer l'influence de ces différentes espèces pionnières sur l'établissement des sphaignes et de vérifier si la paille est nécessaire pour protéger les diaspores lorsque différents couverts végétaux sont déjà présents. Les conditions microclimatiques engendrées par la présence des plantes pionnières sont examinées. De plus, nous profitons du dispositif mis en place pour comparer les modes de récolte des diaspores réintroduites afin de mieux connaître l'impact de la mécanisation des opérations sur l'établissement des sphaignes.

MÉTHODES

SITES EXPÉRIMENTAUX

Au printemps 1996, des expériences ont été initiées simultanément dans des sites abandonnés après l'exploitation de la tourbe pour des fins horticoles, où le substrat dénudé a été recolonisés spontanément par diverses plantes vasculaires, désignées ici sous le nom d'espèces pionnières. Les sites expérimentaux, abandonnés depuis une dizaine d'années, se situent à l'intérieur du grand complexe de la tourbière de Rivière-du-Loup (47°48' N, 69°28' O), 200 km à l'est de la ville de Québec (Canada), sur la rive sud du fleuve St-Laurent. Le premier site est constitué de deux anciennes planches d'exploitation recolonisées presque exclusivement par des éricacées arbustives, dont les plus fréquentes sont *Ledum groenlandicum Retzius*, *Chamaedaphne calyculata (L.) Moench* et *Kalmia angustifolia L.* Le deuxième site comporte une dizaine de planches d'exploitation colonisées par deux communautés végétales bien distinctes, soit une communauté dominée par la linaigrette dense (*Eriophorum spissum Fern.*), espèce ayant une forme de croissance en touradon, et une autre dominée par la linaigrette à feuilles étroites (*E. angustifolium Honck.*), espèce stolonifère. Aux deux sites, les canaux de drainage principaux et secondaires ont été bloqués il y a environ cinq ans, mais le remouillage a été beaucoup plus efficace dans le site recolonisé par les linaigrettes. Le marché horticole exigeant une tourbe fibrique, celle-ci n'a pas été exploitée sur une grande profondeur. Les substrats ont donc des propriétés chimiques quelque peu différentes de celles existant dans les tourbières naturelles (notamment un enrichissement en azote), mais le pH demeure dans l'échelle de définition des bogs (TAB. I ; WIND-MULDER *et al.*, 1996).

Dans chaque communauté végétale, des parcelles de 1,5 x 5 m ont été délimitées, séparées par des zones tampons d'au moins 1 m, dans des secteurs présentant des structures végétales homogènes et dont la densité du couvert était le plus représentée au niveau du site. Afin de permettre un meilleur contact des diaspores avec le substrat tourbeux lors de leur réintroduction, les plantes ont dû être taillées. Le tableau II décrit le couvert végétal des plantes pionnières avant la taille des plantes et après une et deux saisons de croissance.

Source : MNHN

TABLEAU I.– Chimie des substrats tourbeux en fonction des communautés végétales présentes, en mai 1996. VÉG. = Espèces pionnières dominantes ; ÉRI = éricacées ; SPI = *Eriophorum spissum* ; ANG = *E. angustifolium* ; n = nombre d'échantillons ; M.O. = taux de matière organique ; C.E.C. = capacité d'échange cationique ; - = données non disponibles.

Comparison of the chemical properties of the peat substrate in the three plant communities in may 1996. VÉG. = dominating pioneer species; ÉRI = ericaceous shrubs; SPI = Eriophorum spissum*; ANG* = E. angustifolium*; n = number of samples; M.O. = organic matter content; C.E.C. = cation exchange capacity; - = non-available data.*

Vég.	n	pH eau	pH tampon	M.O.	P	K	Ca	Mg	Al	N-NO3	N-NH4	C/N	CEC
					%assimilable Kg/ha				ppm	ppm	ppm		
ÉRI	4	3,7	3,9	75,9	21	59,5	560	410	157	1,7	105,1	43,0	35,5
SPI	2	4.3	4,6	75,4	14	32	426	266	127	–	39,3	44,3	28,5
ANG	2	4,2	4,8	75,4	12	45	460	289	78	–	42,2	34,5	26,5

TABLEAU II.– Couverture (en pourcentage) des espèces pionnières dominantes dans les trois communautés végétales étudiées, et ce, avant la taille des plantes et après une et deux saisons de croissance.

Cover (in percentage)of pioneer species dominating the three plant communities before the cutting of the plants and after one and two growing seasons.

	Éricacées	*E. spissum*	*E. angustifolium*
Printemps 1996 (avant taille)	29 ± 2	33 ± 1	95 ± 1
Automne 1996	14 ± 1	23 ± 2	15 ± 1
Automne 1997	21 ± 2	55 ± 4	75 ± 2

RÉCOLTE ET RÉINTRODUCTION DES DIASPORES DE SPHAIGNE ET AJOUT D'UN PAILLIS

Dans chacune des expériences, deux types de diaspores de sphaignes ont été réintroduits, soit des diaspores récoltées à la main et d'autres récoltées mécaniquement à l'aide d'un rotoculteur. Certaines parcelles n'ont reçu aucune réintroduction afin de servir de témoins. Que ce soit de façon manuelle ou mécanique, les diaspores de sphaignes, composées essentiellement de *Sphagnum capillifolium (Ehrn.) Hedw.* et *S. magellanicum Brid.*, ont été récoltées sur une profondeur approximative de 10 cm dans une partie naturelle de la tourbière de Rivière-du-Loup. Ces espèces sont les principales responsables de l'accumulation du dépôt tourbeux dans le secteur de l'étude. Les réintroductions ont été effectuées à la main selon un ratio de 1:16, ce qui veut dire que 1 m^2 de végétation prélevée a été épandue sur 16 m^2 de surface à restaurer. Un paillis d'avoine a ensuite été ajouté à raison de 1 balle de paille par 50 m^2 sur et autour des parcelles leur étant attribuées aléatoirement, afin de minimiser l'effet de bordure. Cette quantité de paille représente 1 500 kg/ha et est considérée comme optimale pour l'établissement des sphaignes (QUINTY & ROCHEFORT, 1997a). Chaque combinaison des deux facteurs (diaspores réintroduites (3) X paillis (2)) a été répétée cinq fois dans chacune des communautés végétales et le tout a été organisé en blocs complets aléatoires.

PARAMETRES MESURÉS

Deux paramètres ont été mesurés pour décrire et comparer les conditions hydrologiques dans les communautés végétales étudiées. La profondeur de la nappe phréatique a été mesurée à toutes les semaines ou deux semaines, au cours de l'été 1996 et 1997. Des puits d'observation (tuyaux de PVC de 5 cm de diamètre perforés sur leur longueur) ont été placés au centre de chaque bloc expérimental. La teneur en eau volumique de la tourbe a été mesurée à la fin de chaque mois (de mai à août 1996) en prélevant des échantillons de tourbe de 375 cm^3 (3 x 125 ml) à la surface (0 - 5 cm) de chaque parcelle expérimentale à l'aide d'un échantillonneur à rebords dentelés. Les échantillons ont été pesés (poids humide), séchés au four à 105 °C pendant 24 heures, puis pesés à nouveau (poids sec).

La température, l'humidité relative et la luminosité ont été mesurées à la surface du sol pour comparer les conditions microclimatiques prévalant sous le couvert des diverses plantes pionnières ainsi que sous un couvert additionnel de paille. La température et l'humidité relative ont été mesurées et enregistrées aux heures sur des périodes plus ou moins continues, entre le 14 juin et le 17 septembre 1996, à l'aide de systèmes miniatures d'acquisition de données StowAway™ XTI et RH (Onset Computer Corporation, Pocasset, MA). Les appareils ont été placés sous le couvert végétal de chaque type d'espèces pionnières, avec et sans paille, et ont été déplacés à chaque semaine d'un bloc expérimental à un autre afin de tenir compte des variations spatiales. Les valeurs moyennes journalières et les maxima et minima journaliers ont été calculés à partir des données recueillies. La luminosité a été mesurée à l'aide d'un appareil SunScan Canopy Analysis System (Delta-T Devices LTD, Cambridge) qui permet de mesurer les radiations phothosynthétiquement actives (RPA) sous et au-dessus de la voûte végétale, en terme de quantité de pho-

Source : MNHN

tons. Cette mesure a été effectuée deux fois lors d'une journée ensoleillée, soit le 4 septembre 1996 entre 11 h 00 et 13 h 00, sous le couvert des diverses plantes pionnières et sous la paille.

Pour quantifier l'établissement de la végétation, huit quadrats (25 cm x 25 cm) par parcelle ont été systématiquement répartis le long de deux transects disposés parallèlement à la longueur de la parcelle. Lors de ces évaluations, effectuées à l'automne 96 et 97, le nombre d'individus de sphaignes (considéré comme tel lorsque le capitulum est formé d'un minimum de 4 à 5 rameaux) a été compté et le pourcentage de recouvrement estimé. Pour chaque communauté végétale, l'effet du type de diaspores et du paillis a été analysé à l'aide d'ANOVAs à 3 facteurs, suivant le modèle de plans en tiroirs, où le "type de diaspores" et le "paillis" ont été considérés comme facteurs principaux regroupés en blocs et "l'année de mesure" comme un sous-facteur. De plus, des contrastes simples et d'interactions ont été utilisés pour identifier les différences significatives entre les traitements ou groupes de traitements. Les données de dénombrement de sphaignes ont été transformées (log (x+1)) afin de réduire l'hétérogénéité des variances. Les analyses ont été menées à l'aide de la procédure GLM de SAS (SAS Institute Inc., 1988).

RÉSULTATS

COMPARAISON DES CONDITIONS HYDROLOGIQUES DANS LES TROIS COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES

La nappe phréatique se situe beaucoup plus près de la surface dans les communautés végétales dominées par les cypéracées que dans celles dominées par les éricacées (FIG. 1 a). De plus, la nappe phréatique est légèrement plus haute, même souvent affleurante, dans les communautés d'*E. angustifolium* que dans celles d'*E. spissum*. En 1996, la nappe phréatique se situe en moyenne à 39, 15 et 10 cm sous la surface dans les communautés d'éricacées, d'*E. spissum* et d'*E. angustifolium* respectivement. En 1997, les moyennes sont de 49, 18 et 13 cm sous la surface dans ces mêmes communautés végétales respectives. La teneur en eau volumique de la tourbe de surface est aussi plus élevée dans les communautés dominées par les deux espèces de linaigrettes, où on calcule des valeurs moyennes pour l'été 1996 de 65 % dans la communauté *d'E. spissum* et de 68 % dans celle d'*E. angustifolium* (FIG. 1 b). La teneur en eau moyenne n'est que de 46 % dans la communauté d'éricacées.

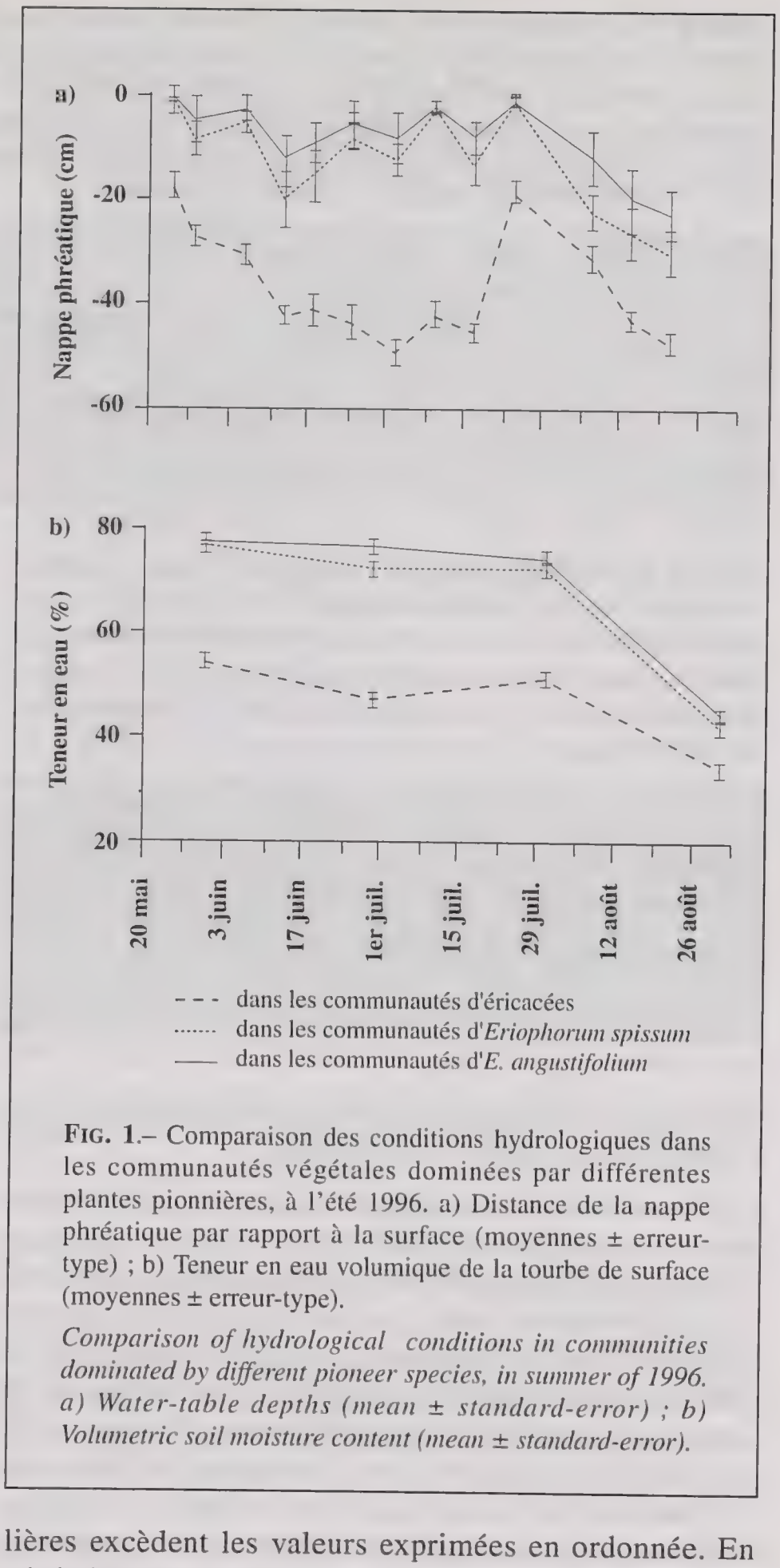


FIG. 1.– Comparaison des conditions hydrologiques dans les communautés végétales dominées par différentes plantes pionnières, à l'été 1996. a) Distance de la nappe phréatique par rapport à la surface (moyennes ± erreur-type) ; b) Teneur en eau volumique de la tourbe de surface (moyennes ± erreur-type).

Comparison of hydrological conditions in communities dominated by different pioneer species, in summer of 1996. a) Water-table depths (mean ± standard-error) ; b) Volumetric soil moisture content (mean ± standard-error).

MICROCLIMAT DANS LES DIVERSES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES

Les courbes cumulatives présentées à la figure 2 (a et b) illustrent le pourcentage de temps où les températures maximales et les humidités relatives minimales journalières excèdent les valeurs exprimées en ordonnée. En général, les températures maximales journalières à la surface de la tourbe sont de 2 - 3 °C plus chaudes sous les éricacées que sous les deux espèces de linaigrettes (FIG. 2 a). Aucune différence n'est visible pour les températures minimales journalières (moyenne de 9 °C pour l'été 1996) et les moyennes journalières (17,5 °C). Des différences beaucoup plus marquées sont observées au niveau de l'humidité relative à l'interface tourbe-air (FIG. 2 b). L'humidité relative est la plus élevée dans la communauté d'*E. angustifolium* où l'air à la surface du sol reste plus humide, et ce, plus longtemps, que dans les autres communautés végétales. Les pourcentages de rayons incidents qui sont transmis à travers la voûte végétale jusqu'au sol sont

Source : MNHN

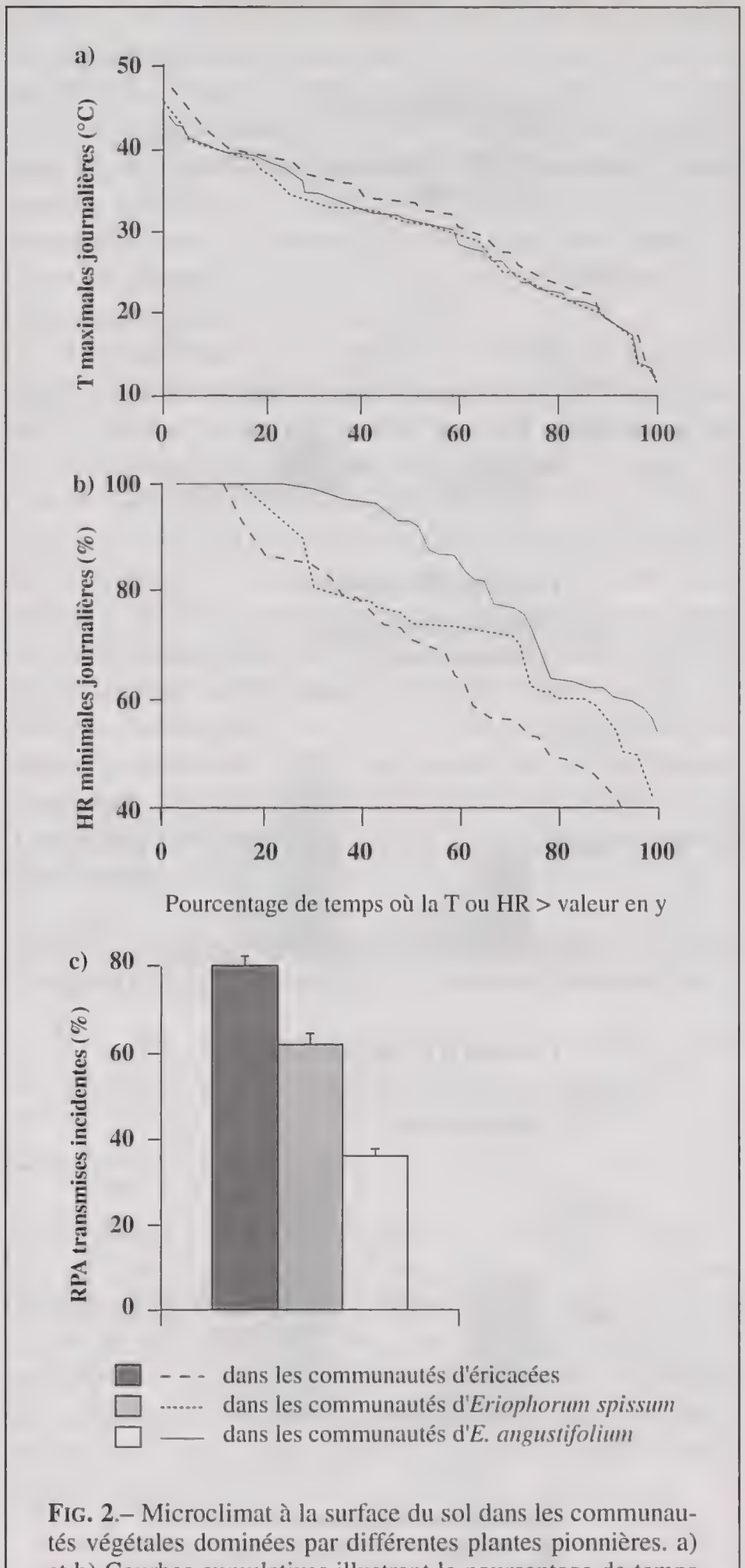


FIG. 2.– Microclimat à la surface du sol dans les communautés végétales dominées par différentes plantes pionnières. a) et b) Courbes cumulatives illustrant le pourcentage de temps où la température maximale et l'humidité relative minimale journalières excèdent les valeurs exprimées en ordonnée, pour la période allant du 14 juin au 17 septembre 1996 ; c) Luminosité (rayons photosynthétiquement actifs (RPA)) sous les différents couverts végétaux (moyennes ± erreur-type), mesurée le 4 septembre 1996.

Microclimatic conditions at the soil surface in communities dominated by different pioneer species. Duration curves for a) daily maximum temperature and b) daily minimum relative humidity, from 14 June to 17 September 1996 ; c) Photosynthetically active radiation beneath the different plant covers (mean ± standard-error), measured the 4 September 1996.

de 80, 60 et 40 % sous les éricacées, l'*E. spissum* et l'*E. angustifolium* respectivement (Fig. 2 c). Ainsi, l'interface tourbe-air est légèrement plus fraîche, beaucoup plus humide et plus ombragée sous les linaigrettes, particulièrement sous *E. angustifolium*, que sous les éricacées.

ÉTABLISSEMENT DES SPHAIGNES EN FONCTION DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES

Les caractéristiques hydrologiques et microclimatiques étant très différentes dans les trois communautés végétales étudiées, il n'est pas surprenant d'observer des succès d'établissement des sphaignes différents selon ces communautés. Dans les communautés d'éricacées, les sphaignes ont peine à survivre (35 ind/m^2 en 1997, ce qui équivaut à un recouvrement de 0,3 %; FIG. 3). Par contre, dans les communautés d'*E. spissum* et d'*E. angustifolium*, non seulement elles survivent mais elles forment à certains endroits des tapis de sphaignes continus (995 et 1 090 ind/m^2 respectivement, ou 17 et 22 % de recouvrement).

EFFET D'UN PAILLIS DANS LES DIVERSES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES

Dans la communauté d'éricacées, l'ajout d'un paillis de paille entraîne un meilleur établissement des sphaignes, et ce, peu importe le type de diaspores réintroduites (P = 0,04; FIG. 4). Après deux saisons de croissance, on compte environ sept fois plus de sphaignes quand un

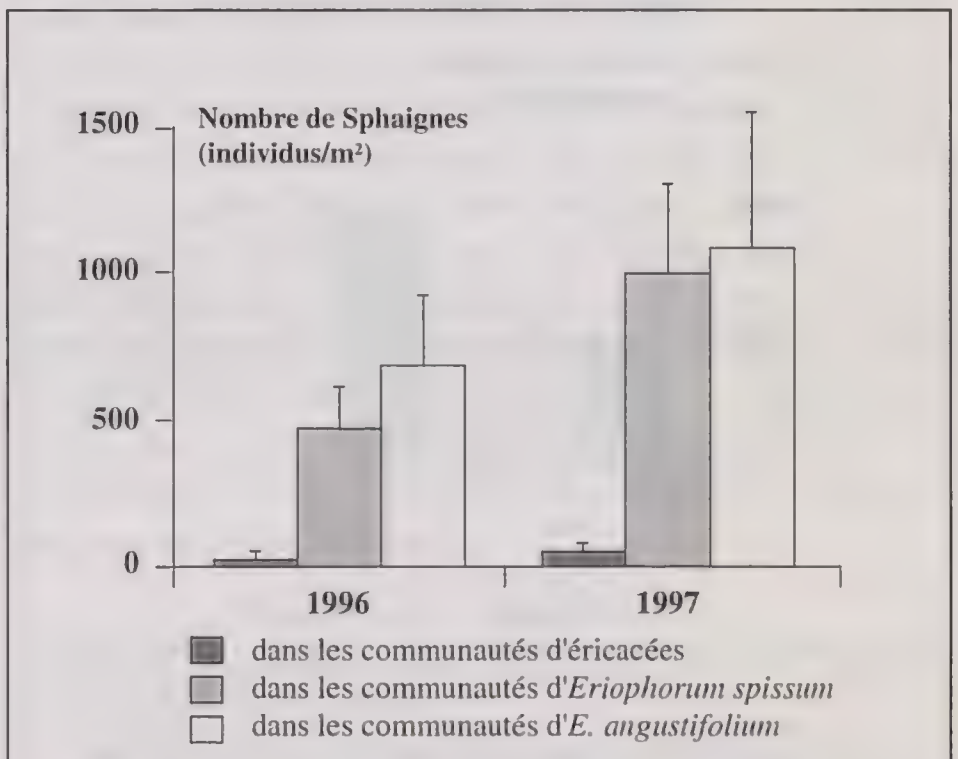


FIG. 3.– Comparaison de l'établissement des sphaignes, réintroduites à partir de diaspores récoltées à la main, après une et deux saisons de croissance dans les communautés végétales dominées par différentes plantes pionnières vasculaires (moyennes sans paille ± erreur-type).

Comparison of Sphagnum *establishment, reintroduced from manually collected diaspores, after one and two growth seasons in communities dominated by different vascular pioneer species (mean without straw mulch ± standard-error).*

Source : MNHN

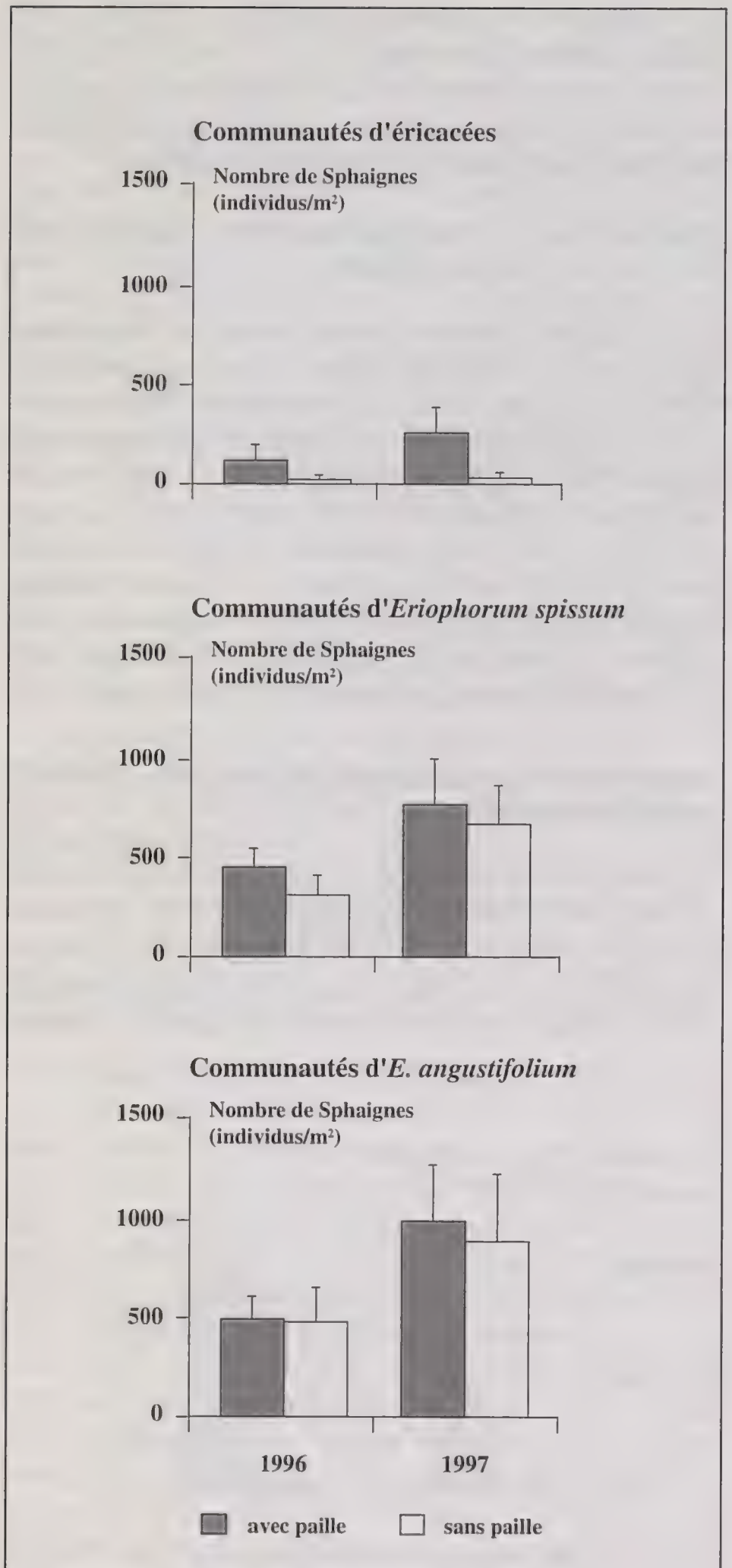


FIG. 4.– Effet de l'ajout d'un paillis sur l'établissement des sphaignes après une et deux saisons de croissance dans les communautés végétales dominées par différentes plantes pionnières (moyennes des deux types de diaspores ± erreur-type).

Effect of straw mulch on Sphagnum *establishment after one and two growth seasons in communities dominated by different pioneer species (mean of manually and mechanically collected diaspores ± standard-error).*

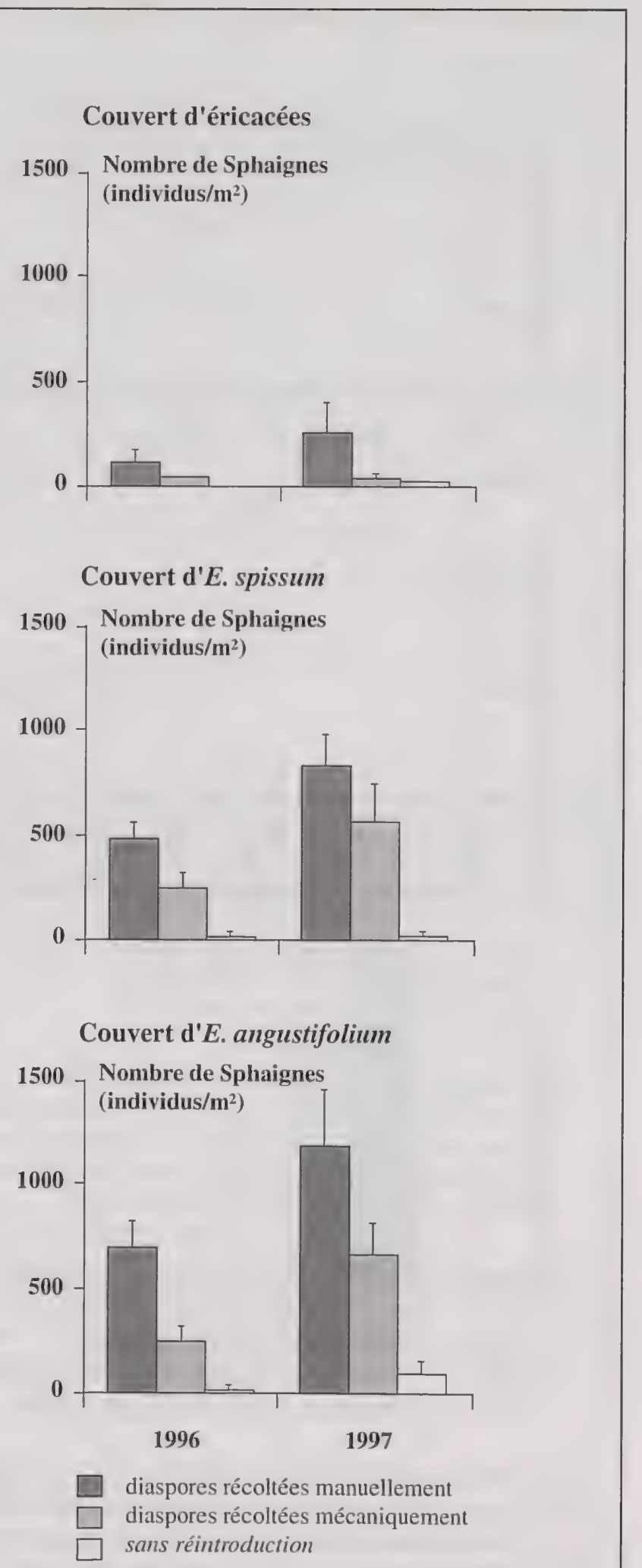


FIG. 5.– Effet du mode de récolte des diapores de sphaignes sur leur succès d'établissement, après une et deux saisons de croissance dans les communautés végétales dominées par différentes plantes pionnières (moyennes avec et sans paille ± erreur-type).

Effect of collection techniques of Sphagnum *diaspores on their establishment success, after one and two growth seasons in communities dominated by different pioneer species (mean with and without straw mulch ± standard-error).*

Source : MNHN

paillis a été ajouté (247 ind/m^2, soit 2,5 % de recouvrement) comparé aux endroits où il n'y en a pas (23 ind/m^2, soit 0,2 %). Malgré l'effet positif de la paille dans cette communauté arbustive, le succès d'établissement des sphaignes reste inférieur à ceux observés dans les communautés d'herbacées. D'ailleurs, la présence de paille n'entraîne pas un meilleur établissement des sphaignes dans les communautés d'*E. spissum* ($P = 0,11$; FIG. 4) ou d'*E. angustifolium* ($P = 0,36$; FIG. 4).

L'ajout d'un paillis modifie les conditions microclimatiques à la surface du sol. En général, la température sous la paille se maintient légèrement plus fraîche le jour et plus chaude la nuit que lorsqu'aucun paillis n'est ajouté. Selon les moyennes générales pour l'été 1996, la présence de paille réduit les maxima journaliers de 3,5 °C sous les éricacées et de 1,5 °C sous les deux espèces de linaigrettes. Dans les trois cas, les minima journaliers sont plus élevés de 1 °C en présence de paille. Le couvert de paille modifie aussi la luminosité à la surface en interceptant près de 50 % des rayons photosynthétiquement actifs (RPA). Par contre, dans les trois communautés végétales étudiées, le paillis n'influence pas l'humidité relative à la surface ni la teneur en eau du sol (BOUDREAU, 1999).

EFFET DU MODE DE RÉCOLTE DES SPHAIGNES RÉINTRODUITES SUR LEUR SUCCES D'ÉTABLISSEMENT

Dans les trois communautés végétales étudiées, plus de sphaignes survivent et s'établissent à partir des diaspores récoltées manuellement plutôt que mécaniquement (communautés d'éricacées : $P = 0,004$, d'*E. spissum* : $P = 0,0001$, d'*E. angustifolium* : $P = 0,0001$; FIG. 1). Dans la communauté d'éricacées, on dénombre cinq fois plus de sphaignes, après deux saisons de croissance, lorsque celles-ci ont été récoltées à la main. Dans les deux communautés de linaigrettes, presque deux fois plus de sphaignes s'établissent à partir des diaspores récoltées manuellement comparées à celles récoltées de façon mécanique. Dans tous les cas, la recolonisation naturelle par les sphaignes dans les parcelles témoins demeure minime.

DISCUSSION

ÉTABLISSEMENT DES SPHAIGNES SOUS DIVERSES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES

Le succès d'établissement des sphaignes est nettement supérieur dans les communautés de linaigrettes que dans celle d'éricacées. Si on compare les conditions microclimatiques dans les trois communautés végétales, on peut voir que les surfaces sont plus fraîches, plus humides et plus ombragées sous les couverts des cypéracées que sous les couverts d'éricacées. Des mesures prises dans une zone où des touradons d'*E. spissum* ont été enlevés ont d'ailleurs permis de démontrer que l'humidité relative de l'air à la surface est plus élevée lorsqu'un couvert végétal est présent que lorsqu'il a été enlevé (BOUDREAU, 1999).

Des températures fraîches et surtout une humidité relative élevée sont des conditions microclimatiques favorables pour les sphaignes (HARLEY *et al.*, 1989 ; BUTTLER et al., 1998). On connaît moins l'effet d'une diminution des rayons incidents sur les diaspores de sphaignes réintroduites. Quoi qu'il en soit, les sphaignes réintroduites ont une surface beaucoup plus exposée aux rayons solaires que celles croissant en communauté qui se font de l'ombrage mutuellement et qui n'ont souvent que le capitulum d'exposé. Dans ces conditions, il est fort possible qu'une trop forte luminosité nuise à la reprise des sphaignes sur le terrain en causant des processus de photoinhibition (MURRAY *et al.*, 1993). Ainsi, il existe bien un microclimat favorable pour les sphaignes sous les couverts des cypéracées, particulièrement sous l'*E. angustifolium*. Il est cependant difficile de déterminer l'importance réelle de ce microclimat sur l'établissement des sphaignes.

En effet, même si des conditions microclimatiques favorables sont générées par la présence des plantes pionnières de type herbacé, les conditions hydrologiques locales du site influencent directement les sphaignes qui sont plus abondantes dans les endroits où le substrat est le plus humide et l'eau plus disponible. Des succès d'établissement des sphaignes proportionnels à un gradient d'humidité ont d'ailleurs déjà été rapportés dans différentes études (MONEY, 1995 ; ROCHEFORT *et al.*, 1995 ; CAMPEAU & ROCHEFORT, 1996 ; BUGNON *et al.*, 1997). Il n'est donc pas possible de dissocier l'influence des plantes de celle de leur environnement. Il est cependant fort probable que, pour deux substrats résiduels possédant des caractéristiques physiques et hydrologiques similaires, la présence de plantes pionnières de type herbacé facilite l'établissement d'un couvert muscinal. Par contre, cette interaction positive n'est probablement effective que lorsque les conditions microclimatiques à la surface sont limitantes, c'est-à-dire lorsque les conditions hydrologiques ne sont pas optimales.

EFFET D'UN PAILLIS EN PRÉSENCE DE DIFFÉRENTS COUVERTS VÉGÉTAUX

L'effet bénéfique de la paille comme protection physique pour les diaspores réintroduites dépend de la surface à restaurer. Il a été maintes fois prouvé que l'ajout de paille permet un meilleur établissement des sphaignes réintroduites sur des substrats nouvellement abandonnés et donc dénudés de toute autre végétation (QUINTY & ROCHEFORT, 1997B ; ROCHEFORT & CAMPEAU, 1997 ; ROCHEFORT *et al.*, 1997). Par contre, lorsque les surfaces à restaurer ont été abandonnées depuis un certain temps

Source : MNHN

et qu'un couvert végétal est présent, l'ajout d'un paillis de paille peut s'avérer superflu, selon le type d'espèces pionnières colonisant le substrat et des conditions hydrologiques du site. Ainsi, la paille est essentielle pour promouvoir l'établissement des sphaignes réintroduites sous les couverts d'éricacées mais n'est pas nécessaire en présence des deux espèces d'*Eriophorum*. Ceci nous amène à penser que la présence d'un couvert végétal herbacé peut remplacer avantageusement la protection offerte par le paillis, dans certaines situations. D'un autre côté, il se peut aussi que la paille ne soit plus nécessaire dans les communautés dominées par les linaigrettes en raison des bonnes conditions hydrologiques du site. Si c'est le cas, le microclimat à la surface n'est plus limitant pour les sphaignes, qui bénéficient de toute l'humidité dont elles ont besoin.

En général, l'utilisation d'un paillis est reconnue pour améliorer les conditions d'humidité du sol et la température à la surface via son effet sur le bilan énergétique (GARDNER & WOOLHISER, 1978; PLASS, 1978; HARES & NOVAK, 1992). Des températures plus tempérées, une humidité relative de l'air à la surface du sol plus élevée et une plus grande teneur en eau de la tourbe ont d'ailleurs été observées par PRICE *et al.* (1998) sous un paillis appliqué sur un substrat tourbeux dénudé. Dans la présente étude, la paille crée des températures à la surface du sol plus fraîches le jour et légèrement plus chaudes la nuit, de même qu'elle réduit de moitié la luminosité à la surface du sol. Par contre, le paillis n'influence pas l'humidité relative de l'air et la teneur en eau volumique de la tourbe de surface. Il est possible que la grandeur de nos parcelles expérimentales, relativement petites, soit une des raisons expliquant ces différentes réponses, en ne permettant pas de générer ou de mesurer des conditions plus humides à cette échelle.

IMPACT DE LA MÉCANISATION SUR LES DIASPORES DE SPHAIGNES

Le mode de récolte des diaspores réintroduites influence fortement le succès d'établissement des sphaignes. Lorsque récoltées à la main, les diaspores sont beaucoup plus efficaces pour l'établissement des sphaignes que celles récoltées mécaniquement, et ce, dans les trois communautés végétales étudiées. Puisque nous assumons que la même quantité de sphaignes par unité de surface a été prélevée pour les deux modes de récolte, le facteur qui semble le plus important pour expliquer cette perte d'efficacité est le stress mécanique causé par la machinerie lors de la récolte. La mécanisation des opérations est inévitable lors de travaux de restauration à grande échelle et il est assez difficile de minimiser le stress causé à la végétation. Cependant, une attention particulière devrait toujours être accordée à ces opérations, par exemple en s'assurant de respecter l'épaisseur optimale de récolte (10 premiers cm; CAMPEAU & ROCHEFORT, 1996) ou en réduisant les délais d'attente avant les réintroductions, afin de maximiser la qualité du matériel de réintroduction, en terme de potentiel de régénération (CLYMO & DUCKETT, 1986).

APPLICATION EN RESTAURATION

Malgré les efforts de remouillage des sites à restaurer, ceux-ci ne présentent généralement pas des conditions hydrologiques aussi favorables à l'établissement et la croissance des sphaignes que celles rencontrées dans les tourbières naturelles ou dans le site recolonisé par les cypéracées (e.g. PRICE, 1996). Les conditions microclimatiques à la surface, qu'elles soient générées par la présence de plantes pionnières ou par l'ajout d'un paillis, deviennent alors importantes et peuvent être garantes du succès de réimplantation des sphaignes. D'un point de vue pratique, la présence de plantes pionnières peut représenter une alternative intéressante au paillis, en offrant une protection à plus long terme et plus résistante aux vents et en réduisant l'érosion souvent importante sur les substrats abandonnés après l'exploitation. Une fois les sphaignes établies, il est aussi possible que la présence d'un couvert végétal procure un certain support structurel qui facilite la croissance et la productivité des sphaignes. Ce phénomène a déjà été observé dans les communautés non perturbées (MALMER *et al.*, 1994), mais cette hypothèse demeure à vérifier dans le cas de sites en restauration et demande une étude à plus long terme.

Les deux espèces de linaigrettes sont des plantes pionnières très efficaces pour recoloniser les tourbières abandonnées après exploitation, en raison de leur grande amplitude écologique et la rapidité de leur propagation (WEIN, 1973; ANDERSON *et al.*, 1996). L'*E angustifolium* est une espèce à privilégier pour la restauration, car elle procure, de part son système de rhizomes entrelaçants, un couvert (et donc une protection) plus uniforme que ne le fait l'*E. spissum*. L'*E. angustifolium* est aussi une espèce qui se transplante bien, et plusieurs centaines d'individus peuvent facilement être récoltées dans une petite communauté dense (RICHARDS *et al.*, 1995). Des associations avantageuses ont d'ailleurs déjà été observées entre la linaigrette à feuilles étroites et les sphaignes (JOOSTEN, 1992; FERLAND & ROCHEFORT, 1997). Les sphaignes pourraient ainsi être réintroduites lorsque le couvert végétal est assez dense pour leur procurer un microclimat favorable. D'autres recherches sont toutefois nécessaires afin de déterminer les densités optimales d'espèces vasculaires pouvant procurer un microclimat favorable pour les sphaignes. Celles-ci, une fois établies et si des conditions favorables persistent, seront à même de modifier leur environnement et d'engendrer des processus d'accumulation de tourbe.

Source : MNHN

REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée grâce à des bourses octroyées par le Conseil de recherche en sciences et en génie (CRSNG) et par Le Groupe Roche ltée. Nous remercions Premier Horticulture ltée pour l'accès aux sites et le support technique. Nous remercions également tous les membres du Groupe de recherche en écologie des tourbières, et plus particulièrement François QUINTY et Suzanne CAMPEAU, pour leurs judicieux conseils et leur appui.

BIBLIOGRAPHIE

ANDERSON, D.S., DAVIS, R.B., ROONEY, S.C. & CAMPBELL, C.S., 1996.– The ecology of sedges (cyperaceae) in Maine peatlands, *Bulletin of the Torrey Botanical Club,* 123 : 100-110.

BOUDREAU, S., 1999.– *Restauration des tourbières exploitées, abandonnées et recolonisées par diverses communautés végétales.* Mémoire de Maîtrise ès Sciences, Université Laval, Québec. 93 p.

BUGNON, J.-L., ROCHEFORT, L. & PRICE, J.S., 1997.– Field experiment of *Sphagnum* reintroduction on a dry abandoned peatland in eastern Canada, *Wetlands,* 17 : 513-517.

BUTTLER, A., GROSVERNIER, P. & MATTHEY, Y., 1998.– Development of *Sphagnum* fallax diaspores on bare peat with implications for the restoration of cut-over bogs, *J. Appl. Ecol.,* 35 : 800-810.

CAMPEAU, S. & ROCHEFORT, L., 1996.– *Sphagnum* regeneration on bare peat surfaces : field and greenhouse experiments, *J. Appl. Ecol.,* 33 : 599-608.

CLYMO, R.S. & DUCKETT, J.G., 1986.– Regeneration of *Sphagnum*, *New Phytol.,* 102 : 589-614.

FERLAND, C. & ROCHEFORT, L., 1997.– Restoration techniques for ombrotrophic peatlands, *Can. J. Bot.,* 75 : 1110-1118.

GARDNER, H.R. & WOOLHISER, D.A., 1978.– Hydrologic and climatic factors affecting the hydrological cycle. *In* : SHALLER & SUTTON (éd.), *Reclamation of drastically disturbed lands : proceedings (9-12 August 1976).* ASA-CSSA-SSSA, Madison : 46-58.

GROSVERNIER, P., MATTHEY, Y. & BUTTLER, A., 1995.– Microclimate and physical properties of peat : new clues to the understanding of bog restoration processes. *In* : WHEELER, B.D., SHAW, S.C., FOJT, W.J. & ROBERTSON, R.A. (éd.), *Restoration of temperate wetlands.* John Wiley & Sons, Chichester : 435-449.

GROSVERNIER, P., MATTHEY, Y. & BUTTLER, A., 1997.– Growth potential of three *Sphagnum* species in relation to water table level and peat properties with implications for their restoration in cut-over bogs, *J. Appl. Ecol.,* 34 : 471-483.

HARES, M.A. & NOVAK, M.D., 1992.– Simulation of surface energy balance and soil temperature under strip tillage : II. field test, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56 : 29-36.

HARLEY, P.C., TENHUNEN, J.D., MURRAY, K.J. & BEYERS, J., 1989.– Irradiance and temperature effects on photosynthesis of tussock tundra *Sphagnum* mosses from the foothills of the Philip Smith Mountains, Alaska, *Oecologia*, 79 : 251-259.

JOOSTEN, J.H.J., 1992.– Bog regeneration in the Netherlands : a review. *In* : BRAGG, O.M., HULME, D.D., INGRAM, H.A.P. & ROBERTSON, R.A. (éd.), *Peatland ecosystems and Man : an impact assessment.* Department of biological sciences, University of Dundee : Dundee, U.K. : 367-373.

KEYS, D., 1992.– *Canadian peat harvesting and the environment.* Conseil nord-américain de conservation des terres humides, Ottawa : 29 p., n° 1992-3.

LUKEN, J.O., BILLINGS, W.D. & PETERSON, K.M., 1985.– Succession and biomass allocation as controlled by *Sphagnum* in an Alaskan peatland, *Can. J. Bot.,* 63 : 1500-1507.

MALMER, N., SVENSSON, B.M. & WALLEN, B., 1994.– Interactions between *Sphagnum* mosses and field layer vascular plants in the development of peat-forming systems, *Folia Geobot. Phythotaxon.,* 29 : 483-496.

MONEY, R.P., 1995.– Re-establishment of a *Sphagnum*-dominated flora on cut-over lowland raised bogs. *In* : WHEELER, B.D., SHAW, S.C., FOJT, W.J. & ROBERTSON, R.A. (éd.), *Restoration of temperate wetlands.* John Wiley & Sons, Chichester : 405-422.

MURRAY, K.J., TENHUNEN, D. & NOWAK, R.S., 1993.– Photoinhibition as a control on photosynthesis and production of *Sphagnum* mosses, *Oecologia*, 96 : 200-207.

PLASS, W.T., 1978. Use of mulches and soil stabilizers. *In* : SHALLER & SUTTON (éd.), *Reclamation of drastically disturbed lands : proceedings (9-12 August 1976).* ASA-CSSA-SSSA, Madison : 123-131.

PRICE, J.S., 1996.– Hydrology and microclimate of a partly restored cutover bog, Québec, *Hydrol. Proc.,* 10 : 1263-1272.

PRICE, J., ROCHEFORT, L. & QUINTY, F., 1998. Energy and moisture considerations on cutover peatlands : surface preparation, mulch cover and *Sphagnum* regeneration, *Ecol. Eng.,* 10 : 293-312.

QUINTY, F. & ROCHEFORT, L., 1997a.– *Guide de restauration des tourbières - Peatland restoration guide.* Association Canadienne de Mousses de Tourbe, Québec : 21 p.

QUINTY, F. & ROCHEFORT, L., 1997b.– Plant reintroduction on a harvested peat bog. *In* : TRETTIN, C., JURGENSEN, M.F., GRIGAL, D.F., GALE, M.R. & JEGLUM, J.K. (éd.), *Northern Forested Wetlands.* CRC Lewis Publishers, Boca Raton : 133-145.

RICHARDS, J.R.A., WHEELER, B.D., & WILLIS, A.J., 1995.– The growth and value of *Eriophorum angustifolium* Honck. in relation to the revegetation of eroding blanket peat. *In* : WHEELER, B.D., SHAW, S.C., FOJT, W.J. & ROBERTSON, R.A. (éd.), *Restoration of temperate wetlands.* John Wiley & Sons, Chichester : 509-521.

ROBERT, É.C., ROCHEFORT, L. & GARNEAU, M., 1999.– Natural revegetation of two block-cut mined peatlands in eastern Canada, *Can. J. Bot.,* : sous presse.

ROCHEFORT, L. & CAMPEAU, S., 1997.– Rehabilitation work on post-harvested bogs in south-eastern Canada. *In* : PARKYN, L., STONEMAN, R.E. & INGRAM, H.A.P. (éd.), *Conserving peatlands.* Cab International, Wallingford (U.K.) : 287-294.

ROCHEFORT, L., GAUTHIER, R. & LEQUERÉ, D., 1995.– *Spagnum* regeneration - toward an optimisation of bog restoration. *Restoration of temperate wetlands. In* : WHEELER, B.D., SHAW, S.C., FOJT, W.J. & ROBERTSON, R.A. (éd.), *Restoration of temperate wetlands.* John Wiley & Sons, Chichester : 423-434.

ROCHEFORT, L., QUINTY, F. & CAMPEAU, S., 1997.– Restoration of peatland vegetation : the case of damaged or completely removed acrotelm, *Intern. Peat J.,* 7 : 20-28.

SALONEN, V., 1992.– Effects of artificial plant cover on plant colonization of a bare peat surface, *J. Veg. Sci.,* 3 : 109-112.

SAS INSTITUTE INC., 1988.– *SAS/STAT® TM User's Guide, release 6.03 Edition.* SAS Institute Inc, Cary, NC : 1028 p.

VAN BREEMAN, N., 1995.– How *Sphagnum* bogs down other plants, Tree, 10 : 270-275.

WEIN, R.W., 1973.– Biological flora of British isles : *Eriophorum vaginatum* L., *J. Ecol.,* 612 : 601-615.

Source : MNHN

WHEELER, B.D. & SHAW, S.C., 1995.– *Restoration of damaged peatlands*. HMSO, London : 211 p.

WIND-MULDER, H.L., ROCHEFORT, L. & VITT, D.H., 1996.– Water and peat chemistry comparisons of natural and post-harvested peatlands across Canada and their relevance to peatland restoration, *Ecol. Eng.*, 7 : 161-181.

ENGLISH ABRIDGED VERSION

Research into the restoration of post-harvested peatlands began in Canada in 1993, in a collaborative efforts between governments, academic researchers and peat industries. In general, the restoration techniques consist of a partial rewetting of the sites followed by the re-introduction of *Sphagnum* diaspores, protected by a straw mulch in the establishment stage. As part of this research project, a study was undertaken in 1996 to test whether the presence of pioneer species helps the establishment of re-introduced *Sphagnum* mosses. Three experiments were initiated on abandoned peat surfaces now recolonised by communities dominated either by 1) ericaceous shrubs (e.g. *Ledum groenlandicum* and *Chamaedaphne calyculata)*, 2) dense cotton-grass (*Eriophorum spissum)* or 3) narrow-leaved cotton-grass (*E. angustifolium).*

In each experiment, *Sphagnum* diaspores were manually or mechanically-collected in a natural peatland and re-introduced in experimental sites, with or without the addition of a straw mulch. The water-table depth and the volumetric soil moisture content were measured to compare hydrological conditions in the three plant communities. The microclimatic conditions beneath each type of pioneer species and beneath the straw mulch were also estimated by measuring temperature, relative humidity and photosynthetically active radiation (PAR) at the ground surface. The establishment success of *Sphagnum* diaspores was estimated in autumn 1996 and 1997.

The hydrological conditions prevailing in each plant community are very different. The water table is much closer to the surface in the two cotton-grass communities than in the ericaceous shrub community. The volumetric soil moisture content is higher in communities dominated by the two cotton-grass species. Microclimatic conditions at the ground surface are also different beneath each type of pioneer species. Daily maximum temperatures are 2 to 3 °C warmer beneath the ericaceous shrubs than beneath the two *Eriophorum* species. Relative humidity beneath the canopy is the highest in *E. angustifolium* community, where the air at the ground surface stays more humid, and that for a longer time, compared to the other plant communities. Therefore, more *Sphagnum* mosses establish beneath the cover of the two *Eriophorum* species, where the substrate is more humid and the microclimatic conditions more suitable for their establishment. However, it is not possible to dissociate the effect of the plants themselves from the effect of their growing environment.

Straw mulch has a positive effect on *Sphagnum* establishment in ericaceous communities, but this effect is not present in *Eriophorum* communities. This may either be due to the better protection offered by the herbaceous communities or to the better hydrological conditions of the site. In general, straw mulch moderates temperature and reduces by half the quantity of PAR reaching the ground surface. Finally, *Sphagnum* diaspores established better when collected manually rather than mechanically. Even if needed for restoration trials on larger scales, mechanisation of operations will cause a loss of quality of the diaspores, in terms of their recolonisation potential.

In restoration trials, rewetting of the post-harvested sites is often not optimal. Microclimatic conditions at the ground surface, created by the presence of pioneer species or by the addition of straw mulch, then become more critical for *Sphagnum* establishment. From a practical point of view, the presence of herbaceous pioneer species could represent a good alternative to the use of straw mulch, by offering a protection over a longer period and by being more resistant to wind.

Source : MNHN

Écologie, t. 30 (1) 1999 : 63-66

NATURE AND DEGRADATION MODE OF ORGANIC MATTER IN TRITRIVAKELY PEATY MARSH (MADAGASCAR). APPLICATION TO ENVIRONMENTAL RECONSTRUCTION DURING THE LAST 2300 YEARS

Fatima LAGGOUN-DÉFARGE, Sonia BOURDON, Bernard GUILLET & Ousmane MAMAN

UMR 6531/FR 09 du CNRS, Université d'Orléans, Sédimentation et Diagenèse de la Matière Organique BP 6759, 45067 Orléans Cedex 2, France.

SUMMARY
(Forum)

The petrographical and geochemical study of superficial peat and living higher plants of Tritrivakely peaty marsh (Madagascar) has enabled the determination of (1) origin of peat organic matter, (2) some parameters which account for variations in depositional conditions, especially water table level, and their effects on organic matter preservation of accumulated peat. Moreover, transmission electron microscopy on ultrathin sections histochemically stained for phenols and polysaccharides revealed the distribution of these components in plant tissues and amorphous organic matter, and enabled their evolution during early diagenesis to be followed. It appears that the phenolic parts are nanoscopically amorphous, while polysaccharidic laminae are bioresistant, and probably belong to plant cell walls.

KEY WORDS: Peat - Organic matter - Early diagenesis - Cyperaceae - Environmental reconstruction - Photonic and transmission electron microscopies - Selective colourations of phenols and polysaccharides.

RÉSUMÉ
(Tribune)

NATURE ET MODE DE DÉGRADATION DE LA MATIERE ORGANIQUE DANS LE MARÉCAGE TOURBEUX DE TRITRIVAKELY (MADAGASCAR). APPLICATION À LA RECONSTITUTION DE L'ENVIRONNEMENT DURANT LES DERNIERS 2 300 ANS

L'étude pétrographique et géochimique de la tourbe superficielle et des plantes actuelles du marécage de Tritrivakely (Madagascar) a permis de déterminer (1) l'origine de la matière organique de la tourbe, (2) des paramètres qui rendent compte des variations des conditions de dépôt, notamment celles du niveau d'eau, et de leurs effets sur la préservation de la matière organique de la tourbe accumulée. D'autre part, la microscopie électronique à transmission effectuée sur des sections ultrafines colorées par marquage histochimique des composés phénoliques et polysaccharidiques a permis de révéler ces constituants dans les tissus végétaux et dans la matière organique amorphe, et de suivre leur évolution au cours de la diagenèse précoce. Il apparaît que les parties phénoliques sont nanoscopiquement amorphes, alors que des lamines, de nature, au moins en partie, polysaccharidique, sont biorésistantes, et dériveraient des parois végétales.

MOTS CLÉS : Tourbe - Matière organique - Diagenèse précoce - Reconstitution environnementale - Microscopies photonique et électronique à transmission - Colorations sélective des composés phénoliques et polysaccharidiques.

INTRODUCTION

Sedimentary organic matter (OM) contains botanical, ecological and environmental information which makes it a potential marker for the reconstruction of palaeoenvironments and palaeoclimates (PELET & DEROO, 1983; HUC, 1988; HEDGES & MANN, 1979). However, the biomolecules from which it derives undergo various physico-chemical and bacterial transformations which partly distort this information during early diagenesis (MEYERS & ISHIWATARI, 1993). Therefore, it is important to study these processes in order to interpret correctly the message given by the OM. The study presented here aims to (1) define the nature and origin of major organic fractions, (2) follow their degradation stages during early diagenesis, (3) reconstruct the fluctuations of sedimentary conditions during the last 2300 years.

Source : MNHN

MATERIAL AND METHODS

Tritrivakely is a maar (a former volcanic crater lake) of about 600 m wide and 50 m deep, presently occupied by a peaty marsh with abundant *Cyperus* and *Juncus*. In this maar, more than 40 meters of lacustrine and palustral sediments have been accumulated, and have very likely recorded the last climatic cycle (GASSE *et al.*, 1994; SIFEDDINE *et al.*, 1995). The upper three meters of the profile reveal a peat accumulation. This study concerns the uppermost one meter of peat which has been accumulated for 2300 years B.P. in the marsh. The living Cyperaceae plants were also studied.

Both petrographical (photonic and transmission electron microscopies) and geochemical (Rock Eval pyrolysis, elemental analysis C and N) analyses were performed on bulk peat samples, selected organic fractions and living Cyperaceae. The different components of peat were described and counted under photonic microscope. Some of the previously identified organic fractions were selected with a microsampling system. Ultrathin sections (30 nm thick) of the latter were stained with potassium permanganate ($KMnO_4$) known to contrast phenols (BLAND *et al*, 1971; RUEL *et al.*, 1984), and with silver proteinate which is specific for polysaccharides (THIÉRY, 1967). In the other hand, molecular characterisation of lignin has been determined. Its phenolic monomers were specified by CuO attack (HEDGES & ERTEL, 1982) and quantified by capillary electrophoresis (MAMAN *et al*, 1996).

RESULTS AND DISCUSSION

ORIGIN AND DEGRADATION MODE OF ORGANIC MATTER

Photonic and electron microscopies enabled two major organic fractions to be distinguished: a minor one (5 to 15%) formed by phytoplanctonic and algal OM and a major one (85 to 95%) derived from higher plants. In the other hand, molecular characterisation of lignin shows predominance of cinnamyl (ferulic and coumaric acids) and syringyl units compare to vanillyl units (FIG. 1). This probably indicates dominant OM source formed of non-woody angiosperm tissues (HEDGES & MANN, 1979), i. e., Cyperaceae.

The OM derived from higher plants concerns, in the superficial peat, well-preserved tissues. The morphological degradation of tissues is initiated by their deformation and destructuration. At nanometric scale, the structure of cell walls disappears and amorphisation of cell walls starts. The final stage of degradation is a total amorphisation which is either homogeneous or granulous. The granulous amorphous OM is similar to the one often observed in pedogenetic OM. So, it might indicate more aerobic depositional conditions. At nanometric scale, it seems that the phenolic zones which are contrasted by $KMnO_4$ are completely amorphous, however well-preserved laminae are stained by silver proteinate. We suppose that they are polysaccharidic laminae which probably belong to initial plant cell walls (BOURDON *et al.*, 1997).

DEPOSITIONAL CONDITIONS DURING THE LAST 2300 YEARS

The presence, throughout the profile, of coumaric and ferulic acids in large amounts might indicate the permanence, over 2300 years, of initial vegetation. So, the variations in petrographic and geochemical parameters suggest changes in depositional conditions and in the preservation mode of OM. The evolution of these parameters during the last 2300 years exhibits two organic sedimentary periods (FIG. 2):

• the first one, between 2300 and approximately 1000 years B.P., is characterised by a high accumulation of OM which is strongly degraded and mainly composed of higher plants. The OM is morphologically amorphous with a granular texture more or less gelified, similar to that often observed in soils. This period might correspond to a peaty phase in which the water table level was low.

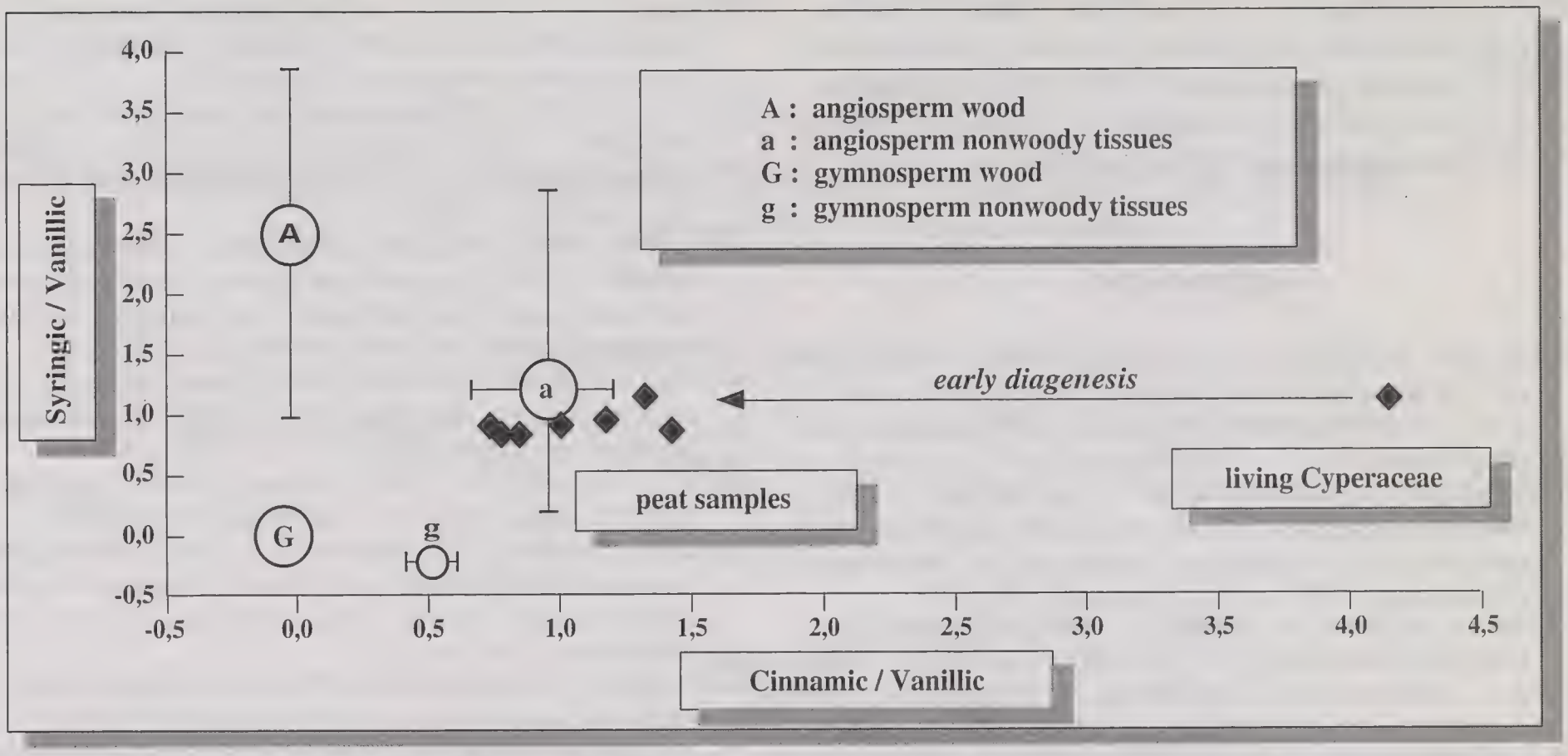
• The second period, between 1000 years and the Actual, records, in addition to the accumulation of OM derived from higher plants, a significant phytoplanktonic and/or algal contribution (*Botryococcus* and a significant presence of diatoms: *Eunotia, Stauroneis* and *Pinularia*). This is confirmed by the evolution of geochemical parameters (a weak C/N ratio and high values of hydrogen index of Rock Eval pyrolysis). This suggests that this period corresponds to a waterlogged marsh, in which the water column was, if not permanent, at least longer-lasting.

Early diagenesis is clearly recorded in this unit, as evidenced in particular by the almost total amorphisation of plant tissues, the decrease in lignin proportions (from 120 mg/g of O.C. for living Cyperaceae to 50 mg/g of O.C. in the peat at 4 cm depth) and the increase of vanillyl acid/vanillin ratio.

CONCLUSIONS

Through morphological study, conducted on different scales, accumulated organic constituents were identified and successive degradation stages of ligno-cellulosic tissues were followed. The accumulated organic matter derives mainly from angiosperm non woody tissues, e.i., Cyperaceae. In addition, the combination of petrographic and geochemical parameters enabled different phases of

Source : MNHN



Modified from Hedges & Mann, 1979

Fig. 1.– Lignin parameters plot for living Cyperaceae and peat samples showing that the whole peat samples source is formed by angiosperm nonwoody tissues. *Diagramme des paramètres de la lignine des Cypéracées actuelles et des échantillons de tourbe montrant que la source de ces derniers est formée de tissus d'herbacées.*

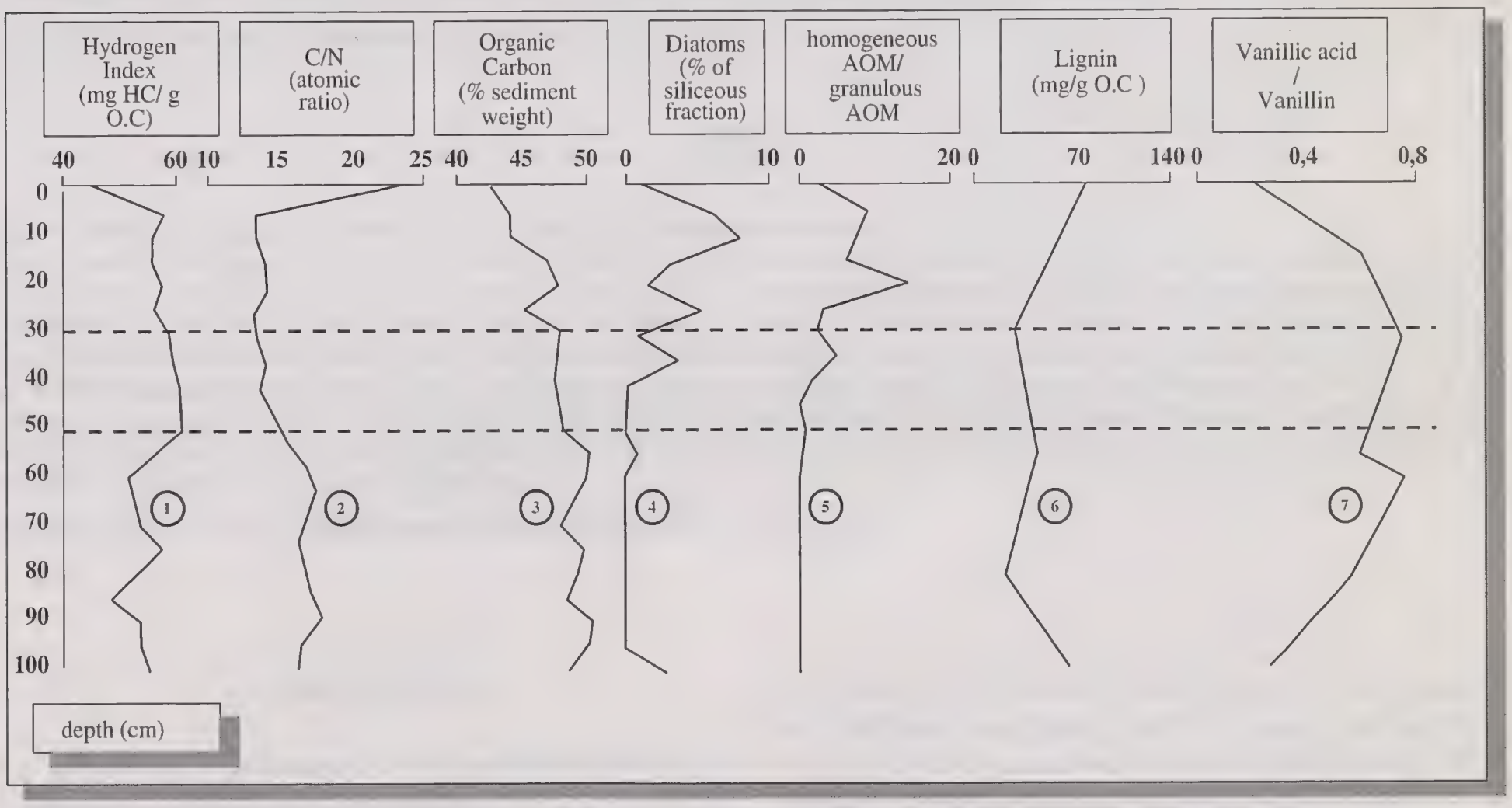


Fig. 2.– Evolution of geochemical and petrographical parameters versus depth. Global geochemical characterisation results of peat, in terms of H, C and N contents, are shown in plots 1, 2 and 3. Plots 4 and 5 show petrographical parameters as defined by transmission photonic microscopy (AOM: amorphous organic matter). Lignin characterisation results are shown in plots 6 and 7.

Évolution des paramètres géochimiques et pétrographiques en fonction de la profondeur. Les résultats de la caractérisation géochimique globale de la tourbe, en termes de taux d'H, C et N, sont montrés dans les diagrammes 1, 2 et 3. Les diagrammes 4 et 5 montrent les paramètres pétrographiques définis à partir d'observations et de comptage en microscopie photonique en lumière transmise (AOM : matière organique amorphe). Les résultats de la caractérisation de la lignine sont montrés dans les diagrammes 6 et 7.

Source : MNHN

organic sedimentation to be specified where the fluctuations of water table level seem to be a very important factor in controlling preservation of OM. These environmental variations probably correspond to a regional climatic change occurring around 1000 years B.P.

REFERENCES

BLAND D.E., FOSTER R.C. & LOGAN A.F., 1971.– The mechanism of permanganate and osmium tetroxide fixation and the distribution of lignin in the cell wall of *Pinus Radiata*. *Holzforschung Bd.*, 25 : 137-143.

BOURDON S., LAGGOUN-DÉFARGE F. & CHENU C., 1997.– Effets de la diagenèse précoce sur la matière organique sédimentaire d'origine palustre. Exemple du lac Tritrivakely (Madagascar). *Bull. Soc. géol. France*, 168 : 565-572.

GASSE F., DISNAR J.-R., FERRY L., GIBERT E., KISSEL C., LAGGOUN-DÉFARGE F., LALLIER-VERGES E., SAOS J.–L., SIFEDDINE A., TAIEB M., TUCHOLKA P., VAN CAMPO E. & WILLIAMSON D., 1994.– A 36 Ka environmental record in the southern tropics : Lake Tritrivakely (Madagascar).*C.R. Acad. Sci. Paris*, 318 : 1513-1519.

HEDGES J.I. & ERTEL J.R., 1982.– Characterization of lignin by gas capillary of cupric oxide oxidation products. *Anal. Chem.*, 54 : 174-178.

HEDGES J.I. & MANN D.C., 1979.– The lignin geochemistry of marine sediments from the southern Washington coast. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 43 : 1809-1818.

HUC A.Y., 1988.– Sedimentology of organic matter. *In* : FRIMMEL F.H. & CHRISTMAN R.F. (eds.), *Humic Substances and Their Role in the Environment*. John Wiley & Sons, New York : 215-243.

MAMAN O., MARSEILLE F., GUILLET B., DISNAR J-R. & MORIN P., 1996.– Separation of phenolic aldehydes, ketones and acids from lignin degradation by capillary zone electrophoresis. *Journal of Chromatography A*, 755 : 89-97.

MEYERS P.A. & ISHIWATARI R., 1993.– Lacustrine organic geochemistry - an overview of indicators of organic matter and diagenesis in lake sediments. *Org. Geochem.*, 20 : 867-900.

PELET R. & DEROO G., 1983.– Vers une sédimentologie de la matière organique. *Bull. Soc. Géol. France.*, 25 : 483-493.

RUEL, K., BARNOUD F. & ERIKSON K.E., 1984.– Ultrastructural aspects of wood degradation by *Sporotrichum pulverulentum*. Observations on spruce wood impregnated with glucose. *Holzforschung*, 38 : 61-68.

SIFEDDINE A, LAGGOUN-DÉFARGE F., LALLIER-VERGES E., DISNAR J.-R., WILLIAMSON D. & GASSE F., 1995.– La sédimentation organique lacustre en zone tropicale sud au cours des 36 000 dernières années (Lac de Tritrivakely, Madagascar). *C.R. Acad. Sci. Paris*, 321, II a : 385-391.

THIÉRY J.-P., 1967.– Mise en évidence de polysaccharides sur coupes fines en microscopie électronique. *J. Microsc.*, 6 : 987-1018.

Source : MNHN

Écologie, t. 30 (1) 1999 : 67-69

NATURAL AND AGRICULTURAL PEATLANDS OF RUSSIA AS GEOCHEMICAL LANDSCAPES

V. N. KRESHTAPOVA[1] & V. G. MATUKHINA[2]

[1] *Dokuchaev Soil Institute, Pyzhevskiy per. 7, Moscow, 109017 Russia, fax (095)292.65.11 box 1880 Geochemistry*
[2] *Siberian Research Geological Institute, Krasny pr. 67, Novosibirsk, Russia*

SUMMARY
(Forum)

Natural geochemical properties of peat soils in European Russia and West Siberia are mainly influenced by peat accumulation and are unaffected by other geological and geochemical processes. Concentrations of microelements in high-ash peat soils on Quaternary alluvium do not exceed clarke values (ratio of the content of a particular element to its medium content in the Earth's crust). Peat soils on crystalline shales in Karelia have extremely high contents of Fe and Mn and low Ca, Mg, K, P, Cu and Co. Sulphate-affected peat soils are extremely high in S, Fe, Al, Ge and U and extremely low in P and K. The content of Co, Cu, Yb and Zn in peat soils at the foothills of the Kuznetsk Alatau is close to clarke values, while that of V, Zr and Au exceeds them. Agricultural use of peat landscapes disturbs the natural geochemical balance in them because of an accumulation of certain chemical elements and due to some other adverse consequences.

KEY WORDS: Peat soils - Geochemistry - Landscape - Microelements - Agriculture.

RÉSUMÉ
(Tribune)

LES TOURBIERES NATURELLES ET CULTIVÉES DE RUSSIE EN TANT QUE PAYSAGES GÉOCHIMIQUES
Les propriétés géochimique des sols de tourbières naturelles de Russie européenne et de Sibérie occidentale sont essentiellement déterminées par le mode d'accumulation de tourbe et ne sont pas affectées par d'autres processus géologiques ou géochimiques. Les concentrations en micro-éléments des tourbes à forte teneur en cendres, sur alluvions quaternaires, n'excèdent pas les valeurs de Clarke (rapport de la teneur d'un élément à sa teneur moyenne dans la croûte terrestre). Les sols de tourbières sur schistes cristallins en Carélie ont de très fortes teneurs en Fe et Mn mais faibles en Ca, Mg, K, P, Cu et Co. Les sols de tourbières affectés par les sulphates sont extrêmement riches en S, Fe, Al, Ge et U mais en revanche très pauvres en P et K. La teneur en Co, Cu, Yb et Zn dans les collines de Kuznetsk Alatau sont proches des valeurs alors que celles en V, Zr et Au les dépassent. Les usages agricoles des tourbières perturbent les bilans géochimiques naturels internes en raison de l'accumulation de certains d'entre eux.

MOTS CLÉS : Sol tourbeux - Géochimie - Paysage - Micro-élément - Agriculture.

INTRODUCTION

At present, geochemistry of the agricultural landscape is the most reliable basis for studying the distribution of chemical elements as well as patterns of their diffusion and migration in soils and agricultural landscapes under the influence of natural and human factors.

Several factors predetermine geochemical properties of peatlands: geography (occurrence in a particular natural–agricultural region); geomorphology of peat deposits (ancient river valleys, flood plains and watersheds and backswamps); water-nutrient supply; type/origin of peat (upland, transitional, lowland, woody, grass, moss, etc.); and lithology, age and texture of parent rocks. This approach enables studies of the dynamics of processes in organic soils and the optimisation of their use.

MATERIALS AND METHODS

Approximately 2500 profiles in peat soils and mires of European Russia and Siberia were studied during

Source : MNHN

1971–1988 and 1992–1994. Samples were collected from topsoils and from the upper 50 cm of peatlands. Total contents of Ti, V, Cr, Ni, Ga, Zr, Pb, Ag, Y, Yb, Be, Sc, Sn, Sr, Ba and La and the contents of total and mobile forms of Si, Al, Ca, Mg, Fe, N, P, K, S, B, Mn, Zn, Co, Cu, Mo, Ge and U were determined. These contents were compared to Clarke values of respective elements (clarke value is a ratio of the content of a particular element to its average content in the Earth's crust).

RESULTS AND DISCUSSION

Research of natural and agricultural peatlands as geochemical landscapes is based on geography, lithology and geomorphology of deposits (KOSOV & KRESHTAPOVA, 1996; MARKON *et al.,* 1996). This enables their classification into certain types of agricultural landscapes and natural-agricultural regions by geochemistry (KRESHTAPOVA, 1993; MATUKHINA *et al.*, 1993; MASLOV *et al.*, 1996). This classification accounts for the development of peat soils near terraces (backswamps), on flood plains, ancient river valleys and watersheds; for their water-mineral regime and peat types (upland, transitional, lowland, woody, grass, moss, etc.); and for lithology, age and texture of parent rocks.

The following major landscape and geochemical regions were identified. (1) Regions with low mean temperatures, high moisture content and flat topography (glacial and glaciofluvial plains) that makes up to 70% of the total area of peat soils in European Russia (ER) and western Siberia (WS). (2) Regions with intense hydrodynamic activity and the high content of dissolved salts in mire and ground waters, also having a wide range of pH values and redox potential (Eh). Here, peat soils have developed on Quaternary alluvial and terrace deposits on undulating plains south of the zone of maximum glaciation. They are characterised by the intensive formation of authigenous minerals and common occurrence of high-ash peat soils. (3) Azonal regions with specific conditions of peat soil development - in rocky hollows, in coastal and high-mountain peatlands, etc. Water and mineral supply of peat soils is ensured by confined groundwater enriched in dissolved salts originating from solid rocks.

BALTIC, MESHCHIORA AND VASYUGAN'YE PEAT LANDSCAPES

The composition and properties of peat soils and mires in the Baltic and Meshchiora landscapes (ER) and Vasyugan'ye landscapes (WS) depend on the botanical composition, the degree of decomposition and ash content of peat. The fertility of these peat soils is low and decreases in the following order: woody peat > grass peat > moss peat. These soils have developed only as a result of peat accumulation and were unaffected by other geological and geochemical processes. They are low in P, Cu, Mo and Co, the contents of which are by two to ten times below the optimum for peat soils and agricultural crops. The concentrations of these essential elements are sometimes so low that they may cause endemic diseases of humans and farm animals. Reclamation and agricultural use of these peat soils result in binding of macro- and microelements. Therefore, the low natural fertility of these peatlands and irreversible binding of macro- and trace elements of the soil profile make them unsuitable for agricultural use.

YAKHROMA, SMOLENSK AND OMSK LANDSCAPES

Peat soils of Yakhroma and Smolensk landscapes in European Russia and of Omsk landscapes in western Siberia are penetrated by flow-through surface and ground waters. These lowland peat soils with a high ash content have high contents of dissolved salts in the subsoil and ground waters. Their redox potential changes greatly, so predetermining the formation of authigenous minerals. Properties of peat soils do not depend on the botanical composition of peat and the degree of its decomposition even when the ash content is less than 18%. Their agrochemical properties are quite satisfactory: low pH, high absorbing capacity, large and moderately large nutrient content. The contents of Si, Al, Ca, Fe, P, K, Mn, Cu, Zn and Co in peat soils are a function of the ash content and the composition of the mineral part of the soil. The profile of these soils is characterised by continuous and discontinuous bands of sand, silt, clay, lime, authigenous iron ore minerals and vivianite.

Calcareous peat soils develop in areas with eroded topography, in deeply cut river valleys and on outflows of aquifers releasing calcareous groundwater. Peat soils with calcareous horizons occur mainly in areas with loess and loess-like rocks. Calcareous peat of various botanical composition typically develops in the middle of the soil profile. Some peatlands contain diffused lime. Carbonates are found in mineral strata above a thin bottom layer of peat. In these peat soils, up to 92 to 93% of Ca in exchangeable form. The content of $CaCO_3$ in the calcareous strata can vary from 73.2 to 86.5% dry wt.

Authigenous minerals of iron ore occur in peat soils mainly as vivianite and ochre. The contribution of siderite is much less. Iron and phosphorus soluble in peat soils enter the peatbog in silt delivered mainly by floodwater. The pattern of their distribution depends on the direction and the dynamics of water flows within peat soil and in nearby waterways. Mineralised peat layers enriched with iron always develop in places characterised by the most intensive dynamics of mire and ground waters as they typically occur in small mires. Formation of iron ore takes place when peat water is enriched with iron and the upper layers of peat soils are continuously dry. The oxidised iron

Source : MNHN

accumulates in surface layers as goethite and hydrogoethite and typically occurs as iron ore at the depth of 0.6 to 1.2 m.

Vivianite is typical of peat soils overlying P-enriched sands within the area of their denudation. The thickest layers of peat with vivianite occur in the zone of "marshy scrubs". Iron phosphates are found in native soils as small spots of white vivianite. Solid vivianite deposits of 25–40 cm thick occur in peatlands of Western Siberia, where they occupy an area up to hundreds of square meters, reaching a depth of 0.8 to 1.5 m. Vivianite is oxidised during drainage of peat soils, so its colour changes from white through blue and green to red. In mineralised strata, the content of P_2O_5 ranges from 1–2% up to 10–25%; Fe_2O_3, from 3-4 to 43%; and CaO, from traces to 1.5%, respectively. In western Siberia, the established reserves of bog phosphates, which can be used as fertilisers, are 324 million tonnes.

VYATKA–KAMA PEAT LANDSCAPES

Vyatka–Kama landscapes occupy the eastern part of the Russian Platform and overlie large geotectonic structures such as the Volga-Ural Anticlise and the Upper Kama Depression. They are composed of Lower Triassic, Jurassic and Lower Cretaceous deposits, which are represented by clays with sandy bands and siltstones.

All sediments within the denudation area, including solid rocks that underlie the peat deposits, concentrate trace elements. The clarke concentrations (CC) are equal to or greater than ten for U, Ge, Ba, Sr, Mn, Zr, Zn, Cu, Be, La, Ce, Y and Yb. Therefore, in these peat soils, the content of the majority of trace elements and deposits is higher compared to other peat landscapes of ER. In peat soils, maximum CC (3 to 15 and more) are noted for U, Ge, Ni, Cr, Yb, Y and Cu.

Sulphate salinisation of drained peat soils develops when soil and ground (mainly confined) waters are enriched with sulphates, although the salt content in them varies widely. Under salinisation with sulphate-calcium and sulphate alone, soil salinity changes from weak (2 to 3% sulphur and 0.75 to 1.5% of the sum of salts in water extract) to strong (4 to 5% and 2.5%, respectively).

KUZNETSK ALATAU PEAT LANDSCAPES

Peats, which develop at the foothills of the Kuznetsk Alatau (WS), have Co, Cu, Yb and Zn in the amount close to CC, while that of V, Zr and Au exceeds the CC. These elements are bound with slope deposits. Paragenetic associations of elements in peat are similar to those of pyrite-polymetallic skarn deposits.

BARABA PEAT LANDSCAPES

The large content of dissolved salts in peat soils of the Baraba peat landscapes in WS (south of the latitude of the town of Tobol'sk) is toxic for agricultural plants.

CONCLUSIONS

The original comprehensive study (KRESHTAPOVA, 1993) of geochemical peat landscapes in Russia showed that human activity and agriculture of peat soils changed the natural geochemical equilibria in agricultural landscapes because of accumulation and absorption of individual elements and chemical compounds.

When selecting peat soils for agricultural use, priority should be given to peat soils of flood plains and river terraces developed on Quaternary alluvial deposits with a free aquifer. The following measures should be undertaken for preservation of agriculturally used peat soils: proper drainage, the control of peat compaction, pH value, nutrient content and loss of organic matter from the topsoil. In other geochemical landscapes, it is not advisable to reclaim peat soils for use in agriculture. Undrained mires are an important component of the landscape, since they affect local climate and hydrological regimes, control erosion and, to some extent, the state of forest landscape.

REFERENCES

KOSOV, V.I. & KRESHTAPOVA, V.N., 1996.– Peat resources of Russia and their utilization. In: *Global Peat Resources*, LAPPALAINEN (ed), IPS–UNESCO: pp. 127–131.

KRESHTAPOVA, V.N., 1993, *Trace elements in peat soils and peat landscapes of the European Russia*, Moscow, Rossel'khozizdat: 147 p.

MARKOV, V.D., OSPENNIKOVA, L.A., SKOBYEYEVA, YE. I, MATUKHINA, V.G., INYSHEVA, L.I., LAPSHINA, YE.D. & MIKHANTYEVA, L.S., 1996.– *General review of West-Siberian mires.* In: *Global Peat Resources*, LÁPPALAINEN (ed), IPS–UNESCO: pp. 203–207.

MASLOV, B.S., KOLGANOV, A.V. & KRESHTAPOVA, V.N., 1996. – *Peat soils and their change under amelioration*; Moscow, Rossel'khozizdat: 147 p.

MATUKHINA, V.G., MALYUSHKO, L.D., & GRIGOR'EVA, T.R., 1993. – Geological genetic models of bog lithogenesis in Western Siberia. In: *Proc. of Siberian Research Institute of Geology, Geophysics and Mineral Resources:* Stratigraphy and Paleogeography of the Phanerozoic Era in Siberia, Novosibirsk: pp. 117–171.

Source : MNHN

Source : MNHN

Écologie, t. 30 (1) 1999 : 71-77

RECENT CHANGE IN A DEGRADED RAISED BOG IN SOUTHERN ONTARIO, CANADA

Barbara R. NAGY & Barry G. WARNER

Wetlands Research Centre and Department of Geography,University of Waterloo, Waterloo, Ontario, Canada N2L 3G1 (email: bwarner@watserv1.uwaterloo.ca)

SUMMARY
(Forum)

Information from historical documents and paleoecological reconstructions are used to determine the presettlement character and some of the changes brought about by human disturbance during the last two centuries on Wainfleet Bog, Canada's most southern raised bog. A wetland began to form in the Wainfleet basin about 3600 years B.P. The modern raised bog developed by 350 years ago. The effects of human disturbance are first revealed in the record about 160 years ago as suggested by the decline of tree pollen and appearance of pollen of weedy species as forests were cleared for agriculture by European settlers. The next major change is an increase in Betula *pollen, which probably indicates the arrival in the 1960s and 1970s of European birch,* B. pendula*, onto the drier bog surface at the expense of* Picea mariana *that was eliminated from the bog around the same time.*
Humans have severely altered the bog by causing the surface to become much drier than before the time of European settlement. If the bog is to be returned to near-natural conditions, measures must be taken to allow the bog to resume its water table to its historical position. This may be accomplished by closing drainage ditches and eradicating the non-native B. pendula. *This study illustrates the value of historical and paleoecological information in establishing predisturbance conditions, and possible goals for management and restoration.*

RÉSUMÉ
(Tribune)

Des informations issues de documents historiques et de reconstitutions paléoécologiques ont été utilisées afin de déterminer la nature et l'importance des changements induits par les activités humaines au cours des 2 derniers siècles dans la tourbière bombée de Wainfleet Bog au Canada. Il y a environ 3 600 années B.P., un marais s'est installé dans le bassin d'origine. L'actuel haut-marais est âgé de 350 ans. Les effets des activités anthropiques se manifestent depuis 160 années comme le suggèrent le déclin des pollens d'arbres et l'apparition de ceux d'espèces herbacées, correspondant au défrichement de la forêt par les Européens. L'autre événement majeur est marqué par l'accroissement des pollens de Betula, indiquant probablement la colonisation dans les années 1960-70, par Betula pendula, espèce européenne, des parties de haut-marais les plus sèches, aux dépens de Picea mariana qui a été éliminée.
Les activités humaines liées à l'installation des Européens ont sévèrement modifié le fonctionnement de la tourbière en favorisant l'assèchement de sa surface. Si la tourbière devait retourner à un état de fonctionnement hydrologique comparable à celui existant avant l'arrivée des Européens, il serait nécessaire d'une part, de boucher les drains existants et, d'autre part, d'éradiquer les individus de B. pendula, *espèce non autochtone. Cette étude montre l'intérêt des études historiques et paléoécologiques pour caractériser les conditions écologiques avant perturbation et d'en tirer des conséquences dans un but d'aménagement et de restauration.*

INTRODUCTION

Wainfleet Bog in southern Ontario is the most southern raised bog in Canada. It is nationally important not only because of its extreme southern latitudinal position within Canada but also because of the number of rare and endangered plants and animals found in it. Unfortunately, it is severely degraded, having been altered by humans over the past two centuries. Agricultural pasture and cropland, urbanisation, roads, power and pipelines, drainage ditches, and feeder canals of the Welland Canal surround and cut into the bog. Peat has been harvested from the bog for over a hundred years.

This paper focuses on determining the natural character of the bog prior to disturbance and the factors that contributed to the bog being degraded. Two approaches are used. The first is through examination of historical documents, aerial photographs and old maps. This historical

Source : MNHN

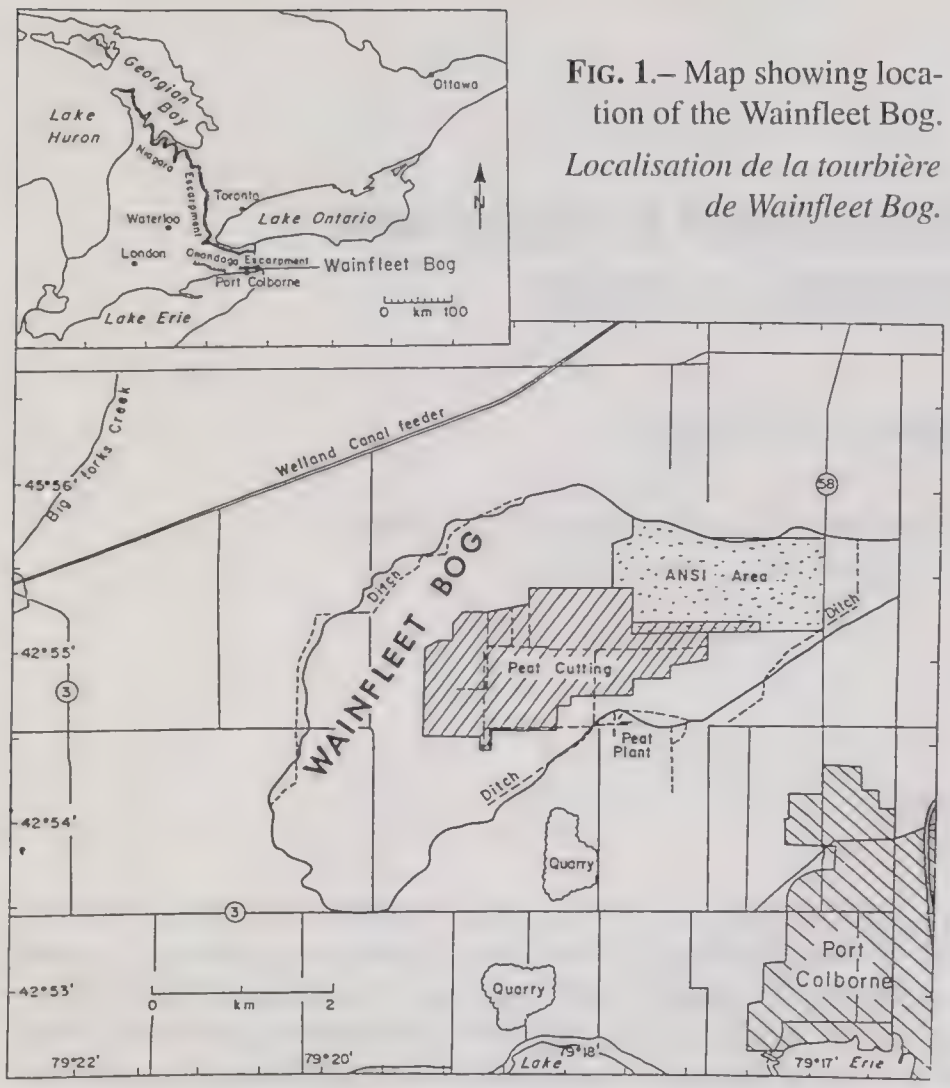


FIG. 1.– Map showing location of the Wainfleet Bog.

Localisation de la tourbière de Wainfleet Bog.

information provides an account of the human activities in and around the bog and provides a chronology for historical changes that might be reflected in the stratigraphy of peat soil profiles. The second approach uses paleoecological techniques to assess the degree to which humans have caused the bog to change. The results of pollen analysis of short peat profiles in combination with the historical information are used to identify changes to vegetation in and around the bog. This paper further demonstrates the value of information contained in historical documents and stratigraphic records for assessing the nature, degree, and rate of human alterations to wetlands and the importance of this information for management and restoration.

STUDY SITE

Wainfleet Bog (42° 55'N, 79° 15'W), also known as Cranberry Marsh (GENTILCORE & HEAD, 1984) and Welland Bog (Nystrom and Anrep 1909), is located at the west edge of the Municipality of Port Colborne about 2 km north of the shore of Lake Erie (FIG. 1). The Onondoga Escarpment runs along the southern edge of the peatland basin and is responsible for impeding surface drainage, which led to the development of the bog. The bottom of the bog basin is 174 m a.s.l., which is about the same elevation as present-day Lake Erie. The peatland originated about 3600 years B.P. as *Alnus* and *Salix* tall shrub swamp and was later replaced by *Ilex verticillata*, *Larix laricina*, *Carex* and *Sphagnum* indicative of a treed and open fen complex. The modern open ericaceous bog with scattered *Picea mariana* and *Larix laricina* had developed by about 350 years ago (NAGY, 1992).

The eastern side of the bog is the least disturbed. It is covered by an open low shrub community dominated by *Chamaedaphne calyculata*, *Ledum groenlandicum*, *Kalmia angustifolia*, *Vaccinium corymbosum*, and *V. oxycoccus*. *Aronia melanocarpa* is the dominant species in the southern part of the low shrub bog community. *Sphagnum fuscum*, *S. magellanicum*, and *S. papilosum*, and *Polytrichum strictum* are the important moss species. Much of the peat harvesting occurred on the western part of the bog and is characterised by bare peat and naturally regenerating *Sphagnum*. A mixture of trees and tall shrubs with *Alnus*, *Salix*, *Betula pendula* and *Populus tremuloides* occurs around the outer periphery of ditched and drained parts of the bog.

METHODS

Field work

The fieldwork for this study was confined to the least disturbed eastern side of the bog. On the eastern part of the bog, a sharp line between an *Aronia melanocarpa* and *Chamaedaphne calyculata*-dominated community to the south and an ericaceous shrub community with *Ledum groenlandicum*, *Kalmia angustifolia* and *Vaccinium corymbosum* to the north is discernible on aerial photographs (FIG. 2). We have confirmed by noting the presence of charcoal in the soil that the area covered by *A. melanocarpa* to the south was burned in 1971. Therefore, we decided to take one short core in each of these two shrub communities, one to the north and another to the south of the fire line. The cores, which measured 50-55 cm in length and which included the entire European settlement period, were collected with a large diameter (12 cm) steel cylinder sharpened at the end to cut through the peat. The cores were wrapped in plastic film and sealed in large plastic bags for transport to the laboratory.

Laboratory techniques

The cores were cut into 1-cm thick slices and subsampled for pollen analysis. Samples were then processed by standard techniques (FAEGRI & IVERSEN, 1989). Pollen was counted to at least 500 grains per sample, excluding *Sphagnum* and obligate peatland species. Pollen counts were tabulated and graphed using TILIA and TILIAGRAPH (GRIMM, 1991-1993). Peat subsamples were also taken for ^{210}Pb dating.

An historical record of settlement and land use activities of the area in and around Wainfleet Bog was assembled by researching archival records, published historical maps and documents, old photographs and other published accounts of the history of the area.

Source : MNHN

Fig. 2.– Aerial photograph taken in 1972 of the Wainfleet Bog. Note the sharp line in the trees on the east side of bog near the coring sites, which represents the 1971 fire scar. The locations of the two coring sites referred to in the text are shown. The pollen diagram presented in Fig. 3 was collected at coring site 1. Scale = 1: 45,000. (Ontario Ministry of Natural Resources Photographs, 1-72-4238-27-99/100).

Photographie aérienne de Wainfleet Bog prise en 1972 (échelle 1/45 000e, Ontario Ministry of Natural Resources Photographs, 1-72-4238-27-99/100). Notez la ligne nette dans les arbres de la partie est de la tourbière, près des 2 stations d'échantillonnage, correspondant au passage du feu en 1971. Le diagramme pollinique de la figure 3 a été obtenu dans la station 1.

RESULTS

HISTORICAL INFORMATION

The present bog, excluding areas converted to agriculture and other land uses, is confined to one basin which covers approximately 1030 ha, about one fifth of its original extent. Historical records suggest that the Wainfleet Bog was part of a much larger wetland complex that was originally at least 21,000 ha (Tab. I). The reduction in size occurred mainly between 1850 and 1933 due to drainage and land clearance for agriculture and the Welland Canal. A network of drainage ditches for peat harvesting has existed in the bog since at least the early 1900s. Fire has burned the surface vegetation of the bog on several occasions. The most recent major fire occurred in 1971 (Fraser, 1988), though small accidental fires have occurred since this time. Drainage ditches surround the entire bog and a network of ditches (MacDonald, 1992) covers the central area used for peat harvesting. The historical information is summarised in Table II.

Table I.– Estimates of historical change of extent of the Wainfleet Bog. *Estimations des changements historiques à Wainfleet Bog.*

Date	Area (ha)	Source
1798	21 119*	Burtniak, 1992
1817	at least 5,698	Campbell, 1971
1854	at least 5,621	Coombs, 1930; Burtniak 1992
1909	1,983	Nystrom & Anrep, 1909
1941	1,416	Leverin, 1941
1980	1,324	Fraser, 1988
1987	1,030	Fraser, 1988

* estimate combines Wainfleet Bog and adjacent Humberstone Bog

Source : MNHN

TABLE II.– Historical highlights in and around the Wainfleet Bog. *Principaux épisodes historiques dans et autour de la tourbière Wainfleet Bog.*

DATE (A.D.)	EVENT OR ACTIVITY
1798	Crown land grants were established in Wainfleet Township and township boundaries were established; about 21 119 ha of wetland prohibited settlement in the centre of the township (BURTNIAK, 1992).
1802	Record of first settler at the site of Port Colborne (JACKSON & BURTNIAK, 1990).
1815	An historical map shows there were few roads and a large marsh, known at Cranberry Marsh, in the centre of the township (GENTILCORE & HEAD, 1984).
1817	There were 72 houses in the township along the rivers and north shore of Lake Erie. The total population was 450 people (BURTNIAK, 1992). Wainfleet Bog and Humberstone Bog were contiguous; the government owned 5698 ha of the bog (CAMPBELL, 1971).
1818	An historical map shows homesteads of settlers along the shoreline and the present of forest up to the shore of Lake Erie (GENTILCORE & HEAD, 1984).
1829	The First Welland Canal was built between Lake Ontario and Lake Erie. A feeder canal to supply water to the Welland Canal was dug and included a grid of ditches to drain the marsh to open the area for settlement. The first spring flood backed water up over 1214 ha of the marsh leaving it unusable for years. The first road, now Highway 3, was built around this time (BURTNIAK 1992).
1833	Building of the Second Welland Canal nearby.
1844	A severe storm is recorded to have swept across Lake Erie, which could have caused a seiche, and affected Wainfleet Bog (Coombs 1930).
1845	Local land agencies began granting timber licences (Mezaks 1964); development of small towns and agriculture (JACKSON & BURNIAK, 1990).
1854	A railway line was built immediately south of the bog (JACKSON & BURTNIAK 1990); Welland County bought 5261 ha of marsh from the crown. The land was drained and concession roads were built 3 km apart with side roads 0.8 km; the county then sold 3237 ha of the land to farmers (COOMBS, 1930; BURTNIAK, 1992).
1865	The Anglo American Peat Company began to harvest peat but operated only three years (WATKINS, 1948).
1876	Ownership of land surrounding the "Great Marsh" is illustrated in a county map; a parcel of land on the north side and another on the south side of the marsh is shown as being owned by the Ontario Peat Company while the rest of the marsh is shown as county land; in a description of Wainfleet township, it is reported: "a large swamp consisting of tamarack [*Larix laricina*] bush and cranberry [*Vaccinium* sp.] is in the centre of the township but this is being rapidly drained into good land". "The timber consists of the usual hardwood and some pine" (PAGE, 1876).
1880	Natural *Pinus strobus* stand in southern Ontario were largely logged out; widespread areas were repeatedly burned during this time (Gentilcore & Head 1984).
1882	Portions of the bog were sold to private owners, Mr. Wilson and Mr. Reavely (BURTNIAK, 1992).
1894	The Ontario Peat Company bought 809 ha for peat extraction and market gardening.
1905	Peat harvesting ceased on the bog due to declining demand (BURTNIAK, 1992).
1909	Welland Bog (aka Wainfleet Bog) reportedly 1983 ha in size; only a few trees were growing in the centre and around the margin (NYSTROM & ANREPS, 1909).
1927	First published photograph of the bog described as a "*Pyrus melanocarpa* bog" (AUER, 1927).
1934	Bog is reduced to about 1416 ha and was contained within one basin.
1936	Peat harvesting resumed under ownership of Atkins & Dubrow.
1941	About 1093 ha owned by the Erie Peat Company (ATKINS & DUBROW) of which 324 ha was harvested; peat company employed over 200 people (LEVERIN, 1941).
1945	Merchant marine prisoner of war camp in the vicinity of the Atkins-Dubrow peat company offices (G. HARRY, personal communication).
1950	A drainage program developed the Consolidated South Wainfleet System, which consisted of 91 km of ditches; an estimated 7284 ha of land was "improved" at a cost of $150,000.
1955	An aerial photograph shows a large peat harvesting operation; there is an increase in tree cover and decrease in open bog; widely scattered trees are present over most of the bog surface; Highway 58 crosses the eastern end of the bog.
1960	A major fire occurred on the bog in the summer (Campbell 1971).
1971	The bog area is reported to be 2071 ha with the last *Picea mariana* dead in the mid-eastern part; a severe fire occurred east of the cutover area.
1980	1324 ha of bog area remaining (FRASER, 1988).

PALEOECOLOGICAL INVESTIGATIONS

Pollen diagrams were prepared for both short cores, but only one (Core 1) is presented in this paper because the results are similar (FIG. 3). Core 1 is composed of *Sphagnum* peat in the surface 20 cm and progressively contains more Cyperaceae with depth. There is a distinct highly-humified zone between 46-48 cm. Charcoal is scattered throughout the core. Silt and mineral particles throughout the core might represent wind-blown particles from adjacent fields and roads. A burned horizon with abundant large pieces of charcoal occurs between 17-20 cm depth, which based on the historical information and ^{210}Pb age estimates, coincides with the post-World War II period when peat harvesting and drainage reached the peak of activity and greatest extent. A radiocarbon age of 350 ± 70 (WAT-2457) was obtained on peat at 44-46 cm depth. This age coincides with major increases in pollen of Ericales and *Sphagnum* spores, which are interpreted to reflect the origin of the modern raised bog communities. ^{210}Pb provides age estimates for the surface 23 cm of the core.

Both visual inspection and numerical techniques were used to divide the pollen diagrams into two major zones. The lowest zone (Zone A) represents the pre-European

Source : MNHN

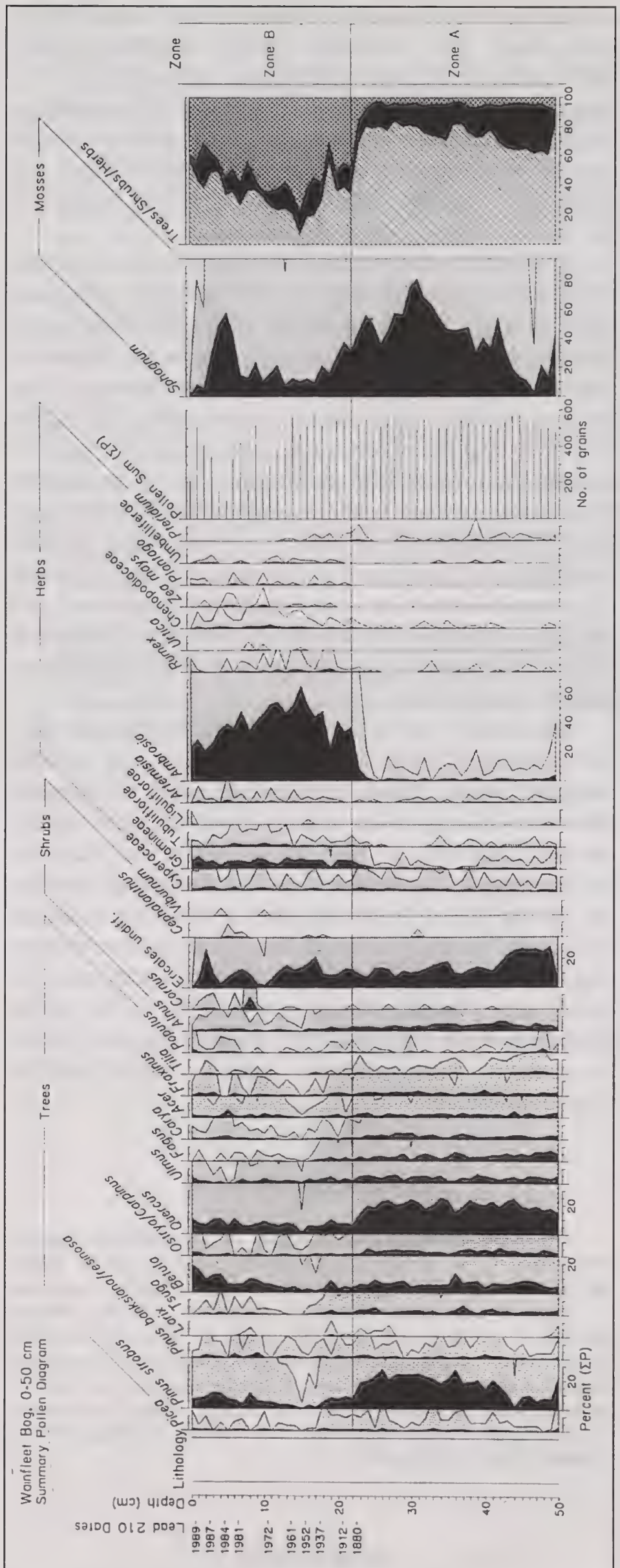


FIG. 3.– Percentage pollen diagram for core 1 showing main curves and composite summary curves. *Diagramme pollinique illustrant les principaux spectres.*

period. It is characterized by high percentages of tree pollen (i.e. *Pinus strobus*, *Tsuga*, *Ostrya/Carpinus*, *Quercus*, *Fagus*, *Acer*) which are typical of pollen records and the mixed deciduous-coniferous forests in the region (McANDREWS, 1978; KARROW & WARNER, 1990). The low but consistent presence of *Picea* pollen likely reflects the presence of these trees on and around the bog as *Picea* is virtually absent in regional lake pollen records for the equivalent time period. Pollen of Ericales and spores of *Sphagnum i*ndicate the presence of well-established bog communities. The rise in Ericales pollen at the bottom of the core could indicate the natural autogenic change towards ombrogenous conditions as peat accumulation raised the surface above the influence of minerogenous groundwater by the this time.

The upper zone (Zone B) represents the European period. The pollen of the forest dominants in the zone A show consistent declines at about 23 cm depth when European settlement cleared forests for lumber and agriculture (McANDREWS & BOYKO-DIAKONOW, 1989; KARROW & WARNER, 1990). While pollen forest trees decline markedly, there is an accompanying increase in pollen of herbs and weeds. Gramineae, *Ambrosia* and *Rumex* and other weeds expanded as forest clearance created much more open habitat. Pollen of *Zea mays* reflects the agriculture in the surrounding fields. Though *Sphagnum* spores are alone rather unreliable paleoecological indicators, the decline in *Sphagnum* spores may reflect unfavourable growing conditions and a drying bog surface brought about by a lowering of the regional groundwater water table through land drainage and a lower bog water table through digging of drainage ditches. This interpretation agrees with analyses of testate amoebae (Protozoa) in these cores which show a change from a wet to a drier sphagnicolous fauna at around the same stratigraphic depth (WARNER, unpublished data). There is an increase in *Betula* pollen, which likely reflects encroachment onto the bog of *Betula pendula* and perhaps *B. papyrifera* on drained parts beginning in the 1960s or early 1970s. An increase in *Salix*, *Alnus* and other shrub species since 1980 near the top is also evident.

DISCUSSION

The pollen record reveals a mixed deciduous-coniferous forest was well established around Wainfleet Bog before the arrival of European settlers. At least, the eastern part of the bog itself was open, low shrub bog with scattered *Picea* and possibly *Larix*. The arrival of Europeans to the area in the early 1800s had a profound and rapid affect on the bog. Building of the Welland Canals and land drainage probably lowered the regional water-table and decreased the "Great Marsh" to about

Source : MNHN

one-third of its original extent by 1909 (NYSTROM & ANREP, 1909).

The vegetation in Wainfleet Bog represents a wide range of communities. The dominant communities are relatively dry and plant taxa present are tolerant of dry conditions. Some ponds have developed as a result of peat harvesting. To some degree, disturbance has contributed to a greater diversity of habitats on mineral soils and cleared areas formerly occupied by bog. In fact, several of the rare species, for example *Quercus palustris*, *Bartonia virginica*, *Carex emmonsii*, *Bidens coronata* and *Linaria canadensis* are found in the areas disturbed by peat harvesting and ditching (MACDONALD, 1992). Other rare species such as *Kalmia angustifolia*, *Vaccinium corymbosum* and *Ledum groenlandicum* are found in the most intact of the bog habitats (MACDONALD, 1992). The most undisturbed bog communities contain *Betula pendula*. *Aronia melanocarpa* dominates the southeast edge where fire burned the surface vegetation.

At least three native species and one introduced species of *Betula* occur on the bog at present. The recent rise in the *Betula* pollen record indicates expansion of *Betula* populations on the bog, although it is impossible to be sure which species. The exotic *B. pendula* has been observed to expand onto the bog within the last two decades. If the rise in the *Betula* pollen record is largely that of *B. pendula*, it appears that it arrived in the 1960s or early 1970s when large areas of natural bog were drained and altered. This is around the same time when *Picea mariana* went extinct in the bog.

Historical maps and records show the original extent of the bog and the full forests that surrounded it until as late as the 1840s. As the need for land grew, settlement contributed to the dramatic reduction in extent of bog in the mid 1800s. Land clearance and drainage clearly lowered the water table, which is revealed by changes in the vegetation cover. By the early 1900s the bog was reduced to about one-third of its original size, and underwent a further 50% reduction in size by the 1980s. The greatest losses during the 1900s have been to agriculture on the western edge and to roads which traverse the west and east sides. Removal of *Sphagnum* for peat harvesting has caused the greatest change to natural vegetation communities. It should be noted that formerly harvested areas are showing remarkable *Sphagnum* re-establishment within the last 30 years or so. This process should be studied in more detail to assist in any future restoration plans for the bog.

A combined study using historical information and paleoecological reconstructions shows how altered the existing plant communities can be compared to those that existed when the peatland was more in a natural state before disturbance by humans. An understanding of the changes that have occurred in the peatland is essential for management. The hydroseral change towards dry conditions began at the time of European settlement. Clearly, human-induced hydrological changes in and around the bog have contributed to changes from natural ombrogenous bog communities into a mixed mosaic of "relict" bog habitat with non-bog plant species and even habitat for non-native species, such as *B. pendula*.

In general, ecologists have three approaches for monitoring the degree and direction of changes in peatlands (FOSTER *et al.*, 1990). Permanent vegetation plots can be used to observe changes, but such studies are expensive and usually it is many years before meaningful data become available. Archival and historical records can be used to extend the observational period back in time, but detailed information is often lacking. Though the earliest historical documents which refer to the Wainfleet bog date from 1798 AD, such records do not provide a detailed description of conditions on the bog. A third approach relies on information contained in the peat soil and requires stratigraphic and paleoecological techniques to extend the temporal record back before the time of European settlement.

Historical records and paleoecological techniques provide important information on the nature and possible causes of change. Those activities responsible for negative effects on the bog are the ones that need to be curtailed or reversed to restore the bog. In the case of the Wainfleet bog, management priorities should be directed at reversing the drying hydroseral trend such a blocking drainage ditches and ensuring that water from ombrogenous sources remains on the bog. Further, the tall shrubs and trees (i.e. *Betula* spp., *Populus*) which were not part of the natural vegetation on the bog need to be removed, because they to are probably acting as pumps which remove water by evapotranspiration.

ACKNOWLEDGEMENTS

This paper benefited from critiques by S.R. Vardy and journal reviewers. S.G. MARSTERS, J.L. SCHNEIDER, and R. VAN DE LANDE ably assisted in the field and laboratory. J.L. RILEY, J.Z. FRASER and G. ALLEN of the Ministry of Natural Resources provided valuable information and discussion during the course of this study. G. HARRY of the Niagara Peninsula Conservation Authority provided many interesting accounts on the history of the bog. Support was received through a Renewable Resources Grant from the Ontario Ministry of Natural Resources and the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada.

REFERENCES

AUER, V., 1927.– Stratigraphical and morphological investigations of peat bogs of southern Canada. *Comm. Inst. Quaest. Forest. Finlandiae Editae* 12: 1-62.

Source : MNHN

BURTNIAK, J., 1992.– *Chronicals of Wainfleet Township*. Wainfleet Historical Society, Wainfleet: 125 p.

CAMPBELL, C.A., 1971.– *Report on the Wainfleet Bog*. Niagara Peninsula Conservation Authority, Allenburg: 14 p.

COOMBS, A.E., 1930.– *History of the Niagara Peninsula and the New Welland Canal*. Historical Publisher's Association, Toronto: 428 p.

FAEGRI, K. & IVERSEN, J., 1989.– Textbook of pollen analysis. 4th edition, revised by K. Faegri, P.E. Kaland, & K. Krzywinski. John Wiley & Sons, Chichester: 389 p.

FOSTER, D.R., SCHOONMAKER, P.K., & PICKETT, S.T.A., 1990.– Insights from palaeoecology to community ecology. *Trends in Ecol. Evol.* 5: 119-122.

FRASER, J., 1988.– *Statement of conservation intent for Wainfleet Bog, Area of Natural Scientific Interest.* Ministry of Natural Resources, Niagara District, Ministry of Natural Resources, Niagara: 10 p.

GENTILCORE, R.L., & HEAD, C.G., 1984.– *Ontario's history in maps*. University of Toronto Press, Toronto: 125 p.

GRIMM, E.C., 1991-1993.– *TILIA/TILIAGRAPH*. Illinois State Museum, Springfield.

JACKSON, J.N., & BURTNIAK, J., 1990.– *Port Colborne and Dunnville: An introductory appreciation*. Proceedings, 12th Annual Niagara Peninsula History Conference, Brock University, St. Catherines: 1-8.

KARROW, P.F., & WARNER, B.G., 1990.– The geological and biological environment for human occupation in southern Ontario. *In*: ELLIS, C.J., & FERRIS, N. (eds), *Prehistory of southern Ontario to A.D. 1650*. Ontario Archaeological Society, London Chapter, London: 5-35.

LEVERIN, H.A., 1941.– *Peat moss deposits in eastern Canada*. Memorandum 80, Department of Mines and Resources, Ottawa: 102 p.

MACDONALD, I.D., 1992.– *A biological inventory and evaluation of the Wainfleet Area of Natural and Scientific Interest.* Ontario Ministry of Natural Resources, Aurora: 148 p.

MCANDREWS, J.H., 1981.– Late Quaternary climate of Ontario: Temperature trends from the fossil pollen record. *In*: MAHANEY, W.C. (ed.), *Quaternary paleoclimate*. GeoAbstracts, Norwich: 319-333.

MCANDREWS, J.H. & BOYKO-DIAKONOW, M. 1989. *Pollen analysis of varved sediment at Crawford Lake, Ontario: Evidence of Indian and European farming*. In: FULTON, R.J., (ed.), *Quaternary geology of Canada and Greenland*. Geological Survey of Canada, Ottawa: 528-530.

MEZAKS, J., 1964.– *Archives of Ontario Record Group I, Part 1*. The archives of Ontario, Toronto.

NAGY, B.R., 1992.– *Postglacial paleoecology and historical disturbance of Wainfleet Bog, Niagara Peninsula, Ontario*. M.A. thesis, University of Waterloo: 129 p.

NYSTROM, E., & ANREP, S.A., 1909.– *Investigations of the peat bogs and peat industry of Canada, during the season 1908-1909*. Bulletin No. 1, Mines Branch, Canada. Department of Mines, Ottawa: 25 p.

PAGE, H.R., 1876.– *Illustrated historical atlas of the counties of Lincoln and Welland, Ontario*. Toronto: 325 p.

WATKINS, F.W., 1948.– *Frederick William Watkins Papers, 1865-1865: Manuscript #17, MU 2110.* The Archives of Ontario, Toronto.

Source : MNHN

Source : MNHN

Écologie, t. 30 (1) 1999 : 79-86

GESTION ET PROTECTION DES TOURBIERES DU SUD DU MASSIF CENTRAL (AUBRAC-LÉVEZOU)

Gérard BRIANE

Laboratoire GEODE UMR 5602 CNRS, Géographie de l'environnement,
Université de Toulouse II, 5, allées A.Machado, 31 058 Toulouse Cedex 1
Adresse électronique : briane@univ-tlse2.fr

SUMMARY
(Forum)

MANAGEMENT AND PROTECTION OF PEATLANDS IN SOUTH MASSIF CENTRAL (FRANCE)
This research was carried out in the laboratory GEODE (Geography of the environment) in collaboration with the E.N.M.P. (Natural Spaces of Midi-Pyrénées). The aims were to make an inventory of peat-bogs and marshy land peatlands in the Aubrac and Levezou areas of Aveyron (France), and to ensure their conservation using several methods, such as the "LIFE/peatland" programme and "Environmental-agricultural" actions. The latter involved a five-year contract with voluntary farmers with the objective of managing the peatlands. The contract was signed after scientific approval. The study has increased the scientific knowledge of local peatlands (the contracts covered almost 900 ha). In addition, the information has contributed to bringing together the different points of view and informing farmers about the peatlands.

KEY WORDS: Environment - Agriculture - Ecological management - Peatlands - Midi Pyrénées - Aubrac.

RÉSUMÉ
(Tribune)

Ce travail, réalisé au sein du laboratoire GEODE, vise, en collaboration avec ENMP (Espaces Naturels de Midi-Pyrénées - Conservatoire Régional), à inventorier, à mieux gérer et à préserver les tourbières et les zones humides de l'Aubrac et du Lévezou (Aveyron) dans le cadre du programme européen LIFE-Tourbières Midi-Pyrénées et par la mise en place d'une Mesure agri-environnementale (MAE) ciblée sur cet objectif.
Il s'agit de différents contrats passés avec les agriculteurs pour 5 ans dans le but de restaurer ou de gérer ces zones humides avec une prime annuelle à l'ha. Le contrat est signé après une expertise sur le terrain qui a pour but de définir l'intérêt des zones proposées par l'agriculteur. Ce travail s'est poursuivi durant deux saisons (1995-1996) et a ainsi permis de faire connaître de nombreuses tourbières aux scientifiques (près de 900 ha ont été contractualisés). Par ailleurs, l'information réalisée auprès des agriculteurs et le suivi sur le terrain ont aussi contribué à rapprocher les différents points de vue et à sensibiliser le monde rural à l'intérêt de ces zones humides.

MOTS CLÉS : Environnement - Agriculture - Gestion écologique - Tourbières - Midi-Pyrénées - Aubrac.

INTRODUCTION

L'objectif de la recherche réalisée au sein du laboratoire GEODE (Géographie de l'environnement, UMR 5602 CNRS) est, en collaboration avec Espaces Naturels de Midi-Pyrénées - Conservatoire Régional, de recenser, d'inventorier et de préserver les tourbières et les zones humides de l'Aubrac et du Lévezou (Aveyron). Il s'agit de zones naturelles intéressantes en tant que carrefour climatique ; elles subissent à la fois l'influence montagnarde et aussi atlantique du fait de l'orientation des massifs au sud ouest du Massif-Central (altitudes situées entre 650 et 1 450 m et précipitations allant de 1000 à 1500 mm/an).

Ces tourbières, essentiellement topogènes, se rencontrent sous forme de dépressions ou de cuvettes d'arénisation, voire de pingos sur substrat basaltique, gneissique ou granitique dans le nord-est du département de l'Aveyron (plateau et contrefort de l'Aubrac, Carladez) ou dans la zone centrale du département (plateau du Lévezou, massif des Palanges). On trouve parfois aussi des tourbières soli-

Source : MNHN

Progamme Life Tourbières Midi-Pyrénées

INVENTAIRE DES ZONES TOURBEUSES DE LA REGION MIDI-PYRENEES
CARTE DES GRANDS ENSEMBLES TOURBEUX

(Etat de la base de données au 20 Avril 1997)

NOMBRE DE SITES: 369
SURFACE TOTALE: 4190 ha

LEGENDE

- Limites de départements
- Autoroutes
- Routes nationales
- Réseau hydrographique principal
- Villes principales
- Tourbières
- Grands ensembles tourbeux

BASSIN DU MAMOUL
(Inventaire en cours)

Massif de l' AUBRAC
Nombre de sites: 81
Superficie: 1699.2 ha

Massifs du LEVEZOU
et des PALANGES
Nombre de sites: 45
Superficie: 502.7 ha

MONTS DE LACAUNE
et PLATEAU D'ANGLES
Nombre de sites: 89
Superficie: 546.5 ha

MONTAGNE NOIRE OCCIDENTALE
Nombre de sites: 25
Superficie: 123.8 ha

PLATEAU DE GER
Nombre de sites: 4
Superficie: 51.4 ha

PLATEAU DE LANNEMEZAN
Nombre de sites: 11
Superficie: 102.1 ha

PYRENEES
Nombre de sites: 120
Superficie: 1201 ha

LOT
TARN ET GARONNE
AVEYRON
GERS
TARN
HAUTE-GARONNE
HAUTES-PYRENEES
ARIEGE
TARBES

0 15 30 45 Km

Avril 1997
Fond cartographique: bdcarto IGN

Espaces Naturels Midi-Pyrénées
Conservatoire Régional
16 Avenue de l'Europe
31520 RAMONVILLE
Carte réalisée par J. THOMAS et P-E RECH

Source : MNHN

FIG. 2.– Les espèces végétales protégées rencontrées dans les tourbières du nord aveyron.
Table of protected plant species found in these peatlands.

Espèces	Protégées par arrêté national du 20 janvier 1982 (modifié le 31 août 1995)	Liste Rouge Espèces menacées	Directive Natura 2000 (annexes II, IV et V) (1992)	Convention de Berne (1979)
Andromeda polifolia (L)	[redacted]			
Carex limosa (L)	[redacted]			
Drosera intermedia (Hayne)	[redacted]			
Drosera rotundifolia (L)	[redacted]			
Iris sibirica (L)	[redacted]	[redacted]		
Ligularia sibirica (Coss)	[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
Lycopodiella inundata (L)	[redacted]	[redacted]	[redacted]	
Scheuchzeria palustris (L)	[redacted]			
Spiranthes aestivalis (L)	[redacted]			

gènes et limnogènes. Elles sont situées entre 800 et 1 300 m d'altitude. C'est, avec les Pyrénées, le secteur de Midi-Pyrénées le plus riche en tourbières et zones humides *(cf.* FIG. 1 et THOMAS, 1995). Elles sont ainsi, depuis l'Opération, inscrites au SDAGE et au SAGE au niveau de l'agence du bassin Adour-Garonne.

Elles contribuent aussi à un stockage d'eau considérable (la tourbe contenant plus de 80 % de son poids en eau). Ces milieux représentent donc de véritables "châteaux d'eau" qui alimentent ruisseaux et rivières durant la saison estivale dans des secteurs sensibles à la sécheresse (période d'étiage) (GAZELLE, 1996). Elles contribuent ainsi a un rôle de régulation vis à vis de risques comme la sécheresse, les inondations, la pollution des eaux (rapport d'évaluation des zones humides - 1994).

Ces tourbières (*sagnes, sagnas* ou *moulenq* dans la région) renferment aussi une flore très particulière (FIG. 2) et notamment des espèces boréales qui sont de véritables relictes des périodes glaciaires dont voivi la liste des plus significatives : ligulaire de Sibérie (*Ligularia sibirica L)*, BARRUÉ-PASTOR, 1995, BRIANE & FÉDEROFF l'airelle des marais (*Vaccinium microcarpum Schmalh.*) ou l'andromède (*Andromeda polifolia* L). L'influence atlantique se fait ressentir par d'autres espèces : c'est le cas de plantes carnivores comme la droséra à feuilles rondes (*Drosera rotundifolia* L.), la droséra intermédiaire (*Drosera intermedia Hayne)* ou la grassette (*Pinguicula vulgaris* L.), ou des végétaux comme l'hydrocotyle (*Hydrocotyle vulgaris* L), l'ossifrage *(Narthecium ossifragum Hudson)* ou le mourron *nain (Anagallis tenella*). D'autres espèces comme le trèfle d'eau (*Menyanthes trifoliata* L.) sont ici en limite sud d'aire de répartition (JULVE, 1996; BERNARD & BRIANE, 1994, 1995 : Livre Rouge de la flore menacée de France, 1995). Il en est de même de la faune, car les tourbières sont des sites d'alimentation et d'hivernage de nombreux oiseaux comme la Bécassine des marais (*Gallinago gallinago* L.), le Chevalier guignette (*Actitis hypoleucos* L.) ou le Courlis cendré (*Numenius arquata* L.). Elles renferment aussi de nombreux insectes et invertébrés bien particuliers dont certains sont encore méconnus. Beaucoup de ces espèces animales et végétales sont protégées tant au niveau national qu'au niveau européen. Il s'agit donc là de véritables "conservatoires du patrimoine éco-biologique" aveyronnais!

Un des moyens pour préserver et mieux gérer ces espaces consiste en la mise en place de Mesures Agri-Environnementales (MAE) (BRIANE & FÉDEROFF, 1999), qui résultent de la réforme de la PAC de 1992 (règlement 20-78/92) qui stipule que "sur la base d'un régime d'aides appropriées, les agriculteurs peuvent exercer une véritable fonction au service de l'ensemble de la société par l'introduction ou le maintien de méthodes de production compatibles avec les exigences accrues de la protection *de l'environnement*". La plus importante de ces MAE, après la prime à l'herbe, est l'opération locale (60 % des aides accordées en 1997 en France). Il faut tout de même garder à l'esprit que les primes agri-environnementales représentent moins de 4 % des primes versées au niveau national (BARRUÉ & PASTOR, 1995; BRIANE & FÉDEROFF, 1999).

Ici, ces mesures doivent permettre à ces milieux de se maintenir et de développer leur diversité de faciès en encourageant des pratiques traditionnelles. En fait, il s'agit de la combinaison de plusieurs opérations, élément assez nouveau dans la région car, au premier abord il ne paraissait pas facile de faire travailler ensemble agriculteurs, responsables agricoles, organismes comme la DDAF, la DIREN, la Chambre d'agriculture, les scientifiques et les protecteurs de l'environnement.

Source : MNHN

Ce sont donc trois procédures qui sont intervenues parallèlement dans la gestion de ces espaces de tourbières et de zones humides aveyronnaises.

- une opération locale "tourbières et zones humides" avec pour cadre l'Aubrac et le Lévezou;
- le programme *LIFE-Tourbières de Midi-Pyrénées* dont la coordination est assurée par "Espaces Naturels de Midi-Pyrénées" (HERVIO, 1996; THOMAS, 1997) ;
- le F.G.E.R., *Fond de Gestion pour l'Espace Rural*, en complément de l'opération locale pour certaines actions particulières.

A cela, il faut aussi ajouter la volonté de l'ONF, sur les territoires domaniaux et communaux de l'Aubrac de créer une *Réserve Biologique Domaniale* (Source du Roc) et une *Réserve Biologique Forestière* (Vergne Noire). Enfin, le Conseil Général de l'Aveyron vient aussi d'acquérir en 1996 une tourbière sur le Lévezou (plaine des Rauzes), d'une douzaine d'ha, dont il a confié la gestion au Conservatoire Régional des Espaces Naturels de Midi-Pyrénées.

Pour gérer sur le long terme ces tourbières et zones humides, il faut donc lutter, d'une part, contre leur intensification en interdisant le drainage, en limitant les amendements et en proscrivant le surpâturage (LE NEVEU LECOMTE, 1990). Il s'agit donc de limiter, par exemple, la disparition des prairies naturelles humides par leur mise en culture. Mais ces opérations visent, d'autre part, à éviter la marginalisation fréquente de ces milieux humides afin de limiter leur enfrichement préjudiciable à la biodiversité du fait, notamment, de la quasi permanence de l'eau et de la mauvaise appétence de la flore (BRIANE *et al.,* 1997). Pour cela, il a été proposé une période d'utilisation rationnelle par le pâturage ou parfois même le débroussaillage manuel ou mécanique de certaines zones humides afin de les réintégrer dans le fonctionnement de l'exploitation agricole et ceci, tout en préservant certaines périodes sensibles (floraisons, nidification) ou en retardant légèrement les périodes de fauche.

HISTORIQUE ET USAGES

Aujourd'hui, la proportion de la population agricole par rapport à la population totale est encore très importante, de 35 à près de 50 % et ce malgré la chute de cette population (-30 % entre 1970 et 1988). Cela fait donc du Levézou une région essentiellement agricole avec un taux d'actifs dans ce domaine qui surpasse toutes les statistiques départementales et nationales (17,8 % en Aveyron, 5 % en France).

Ces tourbières et ces zones humides constituent des milieux tout à fait originaux dans les paysages. Même si l'on a depuis très longtemps essayé de les maîtriser et de les transformer, elles sont aussi connues par les agriculteurs pour leurs différents usages: pâturage estival, fourrage, fauche des joncs pour la litière hivernale, chasse au gibier d'eau, utilisation de certaines cypéracées pour le rempaillage de chaises, usage des osiers pour la fabrication de paniers. Ces zones humides (privées ou communales) étaient totalement intégrées aux exploitations et faisaient l'objet d'un entretien par pâturage extensif, par fauche estivale ou par feu pastoral en automne ou en hiver afin d'obtenir de nouvelles pousses printanières et d'éliminer les refus.

Ces milieux, après avoir été assez bien intégrés à un système d'exploitation extensif et relativement en autarcie économiquement parlant jusqu'à la seconde guerre mondiale, ont perdu de leur intérêt avec la modernisation de l'agriculture et la course à l'intensification (engin ne pouvant plus y pénétrer, animaux souvent plus fragiles et plus exigeants...). Ceci a contribué soit à l'abandon pur et simple de ces espaces souvent assimilés à des landes ou des lieux malsains. Une autre période a consisté en la reconquête de ces milieux, soit par leur drainage en vue de

FIG. 3.– Évolution des tourbières du sud du Massif Central du XIX au XXe siecle.
Evolution of Massif-Central peatlands since XIX to XX century.

Phases / Chronologie	1800-1850	1850-1900	1900-1950	1950-1970	1970-1990	1990-1995	1995-2000
Phase 1 : intégration au système d'exploitation agricole							
Phase 2 : marginalisation et l'abandon							
Phase 3 : reconquête: drainage, mise en culture ou boisement							
Phase 4 : protection, gestion et sensibilisation							

Source : MNHN

les "assainir" (drainage encouragé par les autorités locales et nationales, près de 4000 ha), soit par leur boisement (Fond Forestier National), soit par leur ennoiement pour la création de lacs (Le Pesquier-Haut en Aubrac par exemple). Cette troisième phase a débuté durant les années 70 pour s'achever pendant les années 90/95. Elle a conduit, selon l'IFEN au fait qu'il restait, par exemple, seulement 3 % de landes sèches ou humides en 1995 sur le Lévezou contre 21 % en 1920 (MARTY, 1996). Cette évolution est moindre pour l'Aubrac, moins touché par l'intensification agricole. Aujourd'hui, nous entrons dans une quatrième phase qui vise, par l'intermédiaire de mesures agri-environnementales, à protéger et à mieux gérer ces zones, ceci par une meilleure perception du rôle de ces milieux et du fait aussi de la crise d'identité du monde rural (surproduction, vache folle...) (FIG. 3).

ORIGINE DE L'OPÉRATION LOCALE

Il semble que deux événements importants aient servi de catalyseur à la prise en compte de la nécessité de protéger les tourbières de l'Aubrac et du Lévezou.

Le premier événement a été la destruction de la tourbière de Montorzier en Aubrac afin d'en exploiter la tourbe dans les année 85 (exploitation toujours en activité aujourd'hui).

Par ailleurs, sur le Lévezou, une polémique se développait entre les écologistes Aveyronnais et les agriculteurs accusés de saccager la tourbière de la plaine des Rauzes. Le Conseil Général de l'Aveyron décida donc l'achat de la tourbière de la plaine des Rauzes (achat effectif en début 1996).

De plus, l'intensification agricole s'est accélérée ces trente dernières années du fait de l'encouragement de certaines primes agricoles (prime à la vache allaitante, prime aux céréales, aides au drainage...). Par exemple, les terres drainées par réseau de drains occupent actuellement plus de 8 % de la SAU du Lévezou (LIONS, 1996).

Il a donc semblé nécessaire et urgent de mettre en place une MAE visant à prendre en compte une grande majorité du territoire aveyronnais, l'histoire de l'utilisation qui en était faite, les stratégies d'utilisation de l'espace par les agriculteurs...

DISPOSITIF DE SENSIBILISATION ET D'INFORMATION

Une première phase a donc consisté en une information des agriculteurs au niveau des deux grandes "régions" de l'Aubrac et du Lévezou afin d'évaluer la possibilité d'intégrer cette opération dans les systèmes d'exploitation (essentiellement élevage bovin viande et lait, mais aussi ovins-laits, notamment pour Roquefort) tout en favorisant une relation de confiance avec les agriculteurs. En effet, cette mesure est née d'un compromis entre un idéal écologique et une proposition acceptable par la profession agricole qui est seule à même de contractualiser. L'intérêt est aussi de sensibiliser le milieu local à la richesse de ses ressources naturelles.

L'information a été réalisée par le directeur et les techniciens de l'ADASEA, par des représentants de la profession agricole et par l'expert scientifique. Ce dernier opérait sur des crédits du programme européen Life-Tourbières, ce qui permettait une évaluation homogène des zones pouvant bénéficier de la contractualisation. De plus, divers articles d'information visant à sensibiliser l'ensemble de la population locale sur la nécessité de protéger les zones humides ont paru dans la presse locale (*La Dépêche, Centre Presse, La volonté paysanne...*).

Dans une deuxième phase, des réunions cantonales ont permis de mieux sensibiliser les agriculteurs et de remplir les premiers dossiers de candidature. L'information par l'intermédiaire des journaux (*Centre-Presse, La Volonté Paysanne*) et des syndicats a aussi été poursuivie.

Toutefois, si le périmètre d'intervention de l'Opération Locale *"tourbières et zones humides"* est l'ensemble de l'Aubrac et du Lévezou, cela ne veut pas dire que toutes les parcelles humides sont éligibles à l'opération. L'évaluation de celles-ci a toujours été réalisée sur le terrain par un expert accompagné par un technicien ADASEA.

CAHIER DES CHARGES ET CONTENU

Quatre type de contrats pouvaient être signés par les agriculteurs, leur montant est basé sur le niveau de contraintes, la perte engendrée par son application et/ou la valeur écologique du site. Par ailleurs, il fallait aussi prendre en compte la possibilité de restauration d'une tourbière ou d'une zone humide auparavant drainée, mais pouvant retrouver son fonctionnement écologique (drains bouchés par exemple) :

• **contrat 1:** il vise à maintenir les tourbières et les zones humides d'" estives ". Il concerne les *zones humides pâturées* ne présentant pas un caractère biologique exceptionnel. Il constitue souvent la zone périphérique de la véritable tourbière et a donc un rôle tampon non négligeable dans le fonctionnement hydrologique des bassins versants. C'est un contrat qui s'élève à 300 F/ha/an. Il a donc pour but de servir d'appel et de complément pour des zones relativement vastes, mais moins intéressantes du point de vue écologique. La contrainte principale est un passage des animaux avant la première quinzaine de juin avec un chargement compris entre 1 et 1,4 UGB/ha. Un second passage doit être fait après la deuxième quinzaine de juillet. Ces secteurs ne doivent pas être drainés, ni boisés et on ne peut extraire et exploiter la tourbe. Ce type de contrat a concerné près de 37 % des surfaces contractualisées sur l'Aubrac et le Lévezou.

Source : MNHN

• **contrat 2**: il concerne les *zones humides fauchées* (prairies paratourbeuses). Il s'agit de prairies permanentes humides très utiles à la reproduction et à la recherche de nourriture de certains oiseaux migrateurs. Ce contrat s'élève à 750 F/ha/an. Les contraintes visent à retarder la fauche après la première quinzaine de juillet afin de favoriser les nidifications des limicoles et à limiter les apports d'engrais et de chaux (scories: maximum 300 kg/ha/an, chaux: maximum 200 kg tous les 2 ans). A cela, il faut ajouter les contraintes précédentes. Cela a représenté près de 13 % des surfaces contractualisées.

• **contrat 3**: il concerne les *zones humides présentant un intérêt remarquable* mais encore non reconnu (par exemple par les ZNIEFF) du point de vue de la flore, de la faune ou du fonctionnement hydrologique (zones de tremblants, présence de tourbe, situation hydrologique...). C'est souvent le noyau dur de la tourbière ou de la zone humide. La prime s'élève à 1000 F/ha/an. Il présente les mêmes contraintes que les contrats précédents (contrats 1 ou 2 selon le cas). Il peut s 'agir de zones pâturées ou fauchées. Toutefois, la pratique démontre qu'il s'agit, le plus souvent, de zones faiblement utilisées, surtout en pâturage estival. Ce type de contrat a touché plus de 36 % des surfaces contractualisées.

• **contrat 4**: il concerne les *tourbières et les zones humides définies comme ZNIEFF* ou Zones Naturelles d'Intérêts Ecologique, Faunistique ou Floristique. Elles sont répertoriées dans le cadre d'un inventaire qui a débuté en 1986 (en cours de réactualisation). Ce contrat s'élève à 900 F/ha/an. Les contraintes sont les mêmes que dans les contrats précédents avec, en plus, l'interdiction totale d'apporter des engrais ou de faire des traitements phytosanitaires. Le contrat 4 a touché plus de 15 % des surfaces contractualisées.

La coupe et l'enlèvement de ligneux sur certains des secteurs peuvent également être exigés. Ceci a notamment été fait dans le cadre du F.G.E.R. (Fonds de Gestion de l'Espace Rural). En effet, en mesure d'accompagnement, tout contractant à l'Opération Locale pouvait, en 1995, bénéficier du FGER (débroussaillage, étrépage, gyrobroyage, pose de clôtures mobiles ou non...) pour un montant maximum de 20 000 F, en une seule fois par exploitation. L'entretien des rigoles existantes est, bien sûr, autorisé.

On peut toutefois regretter que le niveau de prime MAE ait changé au cours des différentes navettes par rapport à ce qui avait été initialement proposé (contrat 1: 340 F, contrat 2: 900 F, contrat 3: 1100 F, contrat 4: 1200 F). La logique environnementale de favoriser les zones en ZNIEFF par une prime plus élevée n'a pas été respectée.

SELECTION DES TYPES DE CONTRATS

La méthode de travail mise en place est originale puisqu'elle vise, par l'intermédiaire d'une expertise réalisée par un scientifique biogéographe, à définir sur le terrain les différents contrats pouvant être signés. Ceci étant réalisé en fonction de la diversité écologique et floristique du site (tourbière active, présence de buttes tourbeuses, zone à tremblants, prairie paratourbeuse...). Un parcours de terrain avec l'agriculteur et un inventaire floristique succinct étaient réalisés à cette fin. Le plus souvent, un panachage de plusieurs mesures était souvent proposé à l'exploitant tout en tenant compte de ses pratiques.

La définition des contrats sur le terrain se faisait de juillet à septembre (saison la plus favorable pour l'évaluation) par un technicien de l'ADASEA et par l'expert biogéographe nommé en comité de pilotage. Ce travail s'est prolongé sur une période de deux ans (1995-1996).

L'instruction du dossier administratif de la MAE (parcelles cadastrales concernées, structure de l'exploitation) est assuré ultérieurement par l'équipe de l'ADASEA en coordination avec l'agriculteur.

Les propositions faites étaient acceptées ou non par l'agriculteur. Dans le premier cas, la proposition était validée après avis favorable des deux Comités de Pilotage qui se sont tenus en décembre 1995 et décembre 1996.

Le Comité de Pilotage étant constitué des représentants de l'administration, des élus locaux ou régionaux, des repré-

FIG. 4.– Différents types de contrats et des périodes de fauche ou de non-pâturage.
Table of differents types of contracts and periods of mowing and no-grazing.

TYPE DE CONTRAT	PRIME À L'HECTARE	DATES DE NON PATURAGE	DATES DE NON PATURAGE
ZONE GÉOGRAPHIQUE		LÉVEZOU	AUBRAC
Contrat 1	300 F.	Du 15 juin au 10 juillet	Du 20 juin au 15 juillet
Contrat 2	700 F.	Fauche retardée après le 10 juillet	Fauche retardée après le 15 juillet
Contrat 3	1 000 F.	Du 15 juin au 10 juillet	Du 20 juin au 15 juillet
Contrat 4	900 F	Du 15 juin au 10 juillet	Du 20 juin au 15 juillet

Source : MNHN

sentants des agriculteurs et des protecteurs de la nature ainsi que par deux scientifiques. Ce comité, plutôt hétéroclite, montre qu'il est composé, en fait, de membres "passifs" peu au fait de ce type de mesures et donc peu impliqués et de membres "actifs" ayant directement participé au montage du projet. Seuls, quelques membres possèdent réellement les compétences nécessaires à l'évaluation des problèmes.

RESULTATS ET CONCLUSIONS

Cette opération a permis de rassembler plus de 130 candidatures sur les deux régions géographiques sur les deux années 1995-1996 pour une surface de près de 900 hectares. Ceci ce répartissant, en fonction des contrats, de la manière suivante (au 15 décembre 1996) pour un montant total annuel de subventions de 610 000 francs.

FIG. 5.– Pourcentage des surfaces contractualisées par types de contrats (source ADASEA 12).
Proportions of areas managed by differents contracts.

TYPES DE CONTRATS	CONTRAT 1	CONTRAT 2	CONTRAT 3	CONTRAT 4
% de surface contractualisée	36.5 %	12.7 %	36.2 %	14.2 %

On peut dire que cette mesure agri-environnementale a remporté un large succès étant donné la faible attractivité des primes et le faible taux de zones humides contractualisées par exploitation par rapport à d'autres primes (prime moyenne autour de 6000 F/an par exploitation. Les enquêtes réalisées auprès d'un échantillon d'agriculteurs contractants ou non dans le cadre du suivi des mesures agri-environnementales en Midi-Pyrénées montrent qu'ils ont été sensibles à cette Opération Locale malgré une prime moyenne par exploitation relativement faible (BARRUÉ & PASTOR *et al.*, 1997). Un suivi sociologique et paysager est réalisé au sein du laboratoire GEODE dans le cadre du CRAE (Comité Régional Agri-environnement). On a aussi pu établir une typologie des agriculteurs en fonction de leurs aspirations et de leurs perceptions en plusieurs catégories (CLASSE, 1997):

- les agri-environnementalistes qui sont des militants convaincus de la protection de l'environnement;
- les militants d'une agriculture non productiviste qui rencontrent dans cette contractualisation des mesures conformes à leur choix de vie;
- les traditionnalistes qui voient dans ces mesures un moyen de renouer avec la tradition agricole et une reconnaissance de pratiques agricoles respectant l'environnement;
- les opportunistes qui profitent de cette mesure car elle ne vient pas modifier leurs pratiques;
- les adhérents passifs qui " suivent " les autres agriculteurs;
- les déçus des MAE qui sont découragés par la complexité de la démarche et le faible attrait des primes;
- les réfractaires qui sont opposés à ces mesures et à toutes mesures agri-environnementales.

Le bilan cumulé de ces différentes opérations (Opération Locale, LIFE-Tourbières, FGER) est très largement positif:

- contrairement à ce qui se passe parfois par ailleurs, l'objectif de l'opération n'a pas été détourné, la totalité de l'enveloppe a été consacrée aux tourbières et zones humides;
- l'inventaire de terrain, suite aux demandes de contractualisation, a permis de localiser de nombreuses nouvelles tourbières et zones humides jusqu'ici inconnues des scientifiques. Plusieurs de ces sites sont proposés dans le cadre du futur réseau européen Natura 2000 (Directive Habitats). La surface en zones humides recensées en tant que telles a pratiquement été multipliée par dix, même si le contenu précis (typologie corine-biotope) reste encore à préciser (l'inscription de nouveaux sites en ZNIEFF n'a pu encore être réalisée).
- la connaissance scientifique a progressé. Par exemple des sites d'espèces protégées ou rares ont été trouvées, comme, par exemple, la première station de *Drosera rotundifolia* en Aubrac aveyronnais (elle n'avait pas été retrouvée depuis le siècle dernier), une station d'*Equisetum sylvaticum* ou une seconde station d'*Iris sibirica* sur le Lévezou (BRIANE & BERNARD, 1995 et 1996).
- une collaboration entre agriculteurs, scientifiques et naturalistes a aussi pu être établie. Ce dialogue a permis de mieux comprendre les objectifs des uns et des autres et de sensibiliser la profession agricole à l'intérêt de ces zones humides.
- des projets de partenariats entre agriculteurs, collectivités locales et Espaces Naturels de Midi-Pyrénées ont aussi pu voir le jour.
- la DDAF a aussi pris la décision de ne plus subventionner de drainage sur les zones classées en ZNIEFF. Toutefois, on peut regretter que cette décision se limite aux seules ZNIEFF;
- sans une telle mesure, une aussi vaste surface de zones humides (900 ha) n'aurait pas pu être prise en compte en

Source : MNHN

vue d'une meilleure gestion, voire d'une préservation dans le long terme. Reste à savoir quel sera leur devenir au bout des 5 ans écoulés...

ACRONYMES UTILISÉS

ADASEA : Association Départementale pour l'Amélioration des Structures des Exploitations Agricoles; CRAE : Comité Régional Agri-Environnement; DDAF : Direction Départementale pour l'Agriculture et la Forêt; DIREN : DIrection Régionale de l'Environnement; ENMP : Espaces Naturels Midi-Pyrénées, Conservatoire Régional; FGER : Fonds de Gestion de l'Espace Rural; GEODE : Géographie de l'Environnement; IFEN : Institut Français de l'Environnement; LIFE : L'Instrument Financier pour l'Environnement; MAE : Mesures Agri-Environnementales; PAC : Politique Agricole Commune; SAGE : Schéma d'Aménagement et de gestion des eaux; SDAGE : Schémas Directeurs d'Aménagement et de gestion des eaux; SAU : Surface Agricole Utile; SDAGE : Schéma Départemental d'Aménagement et de gestion des eaux; UGB : Unité Gros Bétail; ZNIEFF : Zones Naturelles d'intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique

BIBLIOGRAPHIE

BARRUE-PASTOR, M., BILLAUD, J.-P., DEVERRE, C. & REMY, J., 1995.– *"Agriculture, protection de l'environnement et recomposition des systèmes ruraux: les enjeux de l'article 19"* rapport INRA, 665 p.

BARRUE-PASTOR, M., 1997.– *"Les MAE en Midi-Pyrénées"* Séminaire GEODE du 24 mars 1997.

BRIANE; G., 1994/1995.– *"250 fiches ZNIEFF de l'Aveyron"* Conseil Général de l'Aveyron, Agence Régionale Pour l'Environnement + classeur.

BRIANE, G., 1998.– *"L'intérêt floristique des tourbières de l'Aubrac"* in "La gestion des zones humides par l'élevage", ateliers Agriculture et Environnement de Nasbinals, 8 p.

BRIANE, G., CARCENAC, C., CLASSE, J., LIONS, J., 1997.– *"Opération locale tourbières et zones humides du Lévezou, suivi socioloigique, écologique et paysager "* in: *" Suivi-évaluation sociologique, territorial et paysager. Mesures agri-environnementales en Midi-Pyrénées "* rapport GEODE, Ministère de l'agriculture, DRAF Midi-Pyrénées, 30 p.

BRIANE, G. & FEDEROFF, E., 1999 – *"La gestion des tourbières dans le cadre des mesures agri-environnementales"*, 4e Forum des gestionnaires du 25 mars 1998 (sous presse).

CLASSE, J.., 1997.– *" Stratégies sociales et représentations des agriculteurs à propos de l'environnement, les enjeux de la mise en place d'une opération locale de protection des tourbières et des zones humides sur le Lévezou "*, maîtrise géographie UTM, 160 p.

GAZELLE, F., 1996.– *"L'hydrologie du Sud Massif Central dans son environnement géographique "* Thèse d'Etat Bordeaux, 587 p.

JULVE P., 1996.– *" La végétation des tourbières de France"* Cahiers Scientifiques et Technique du Réseau Tourbières de France n°1 p 8 à 26

LE NEVEU, C. & LECOMTE, T., 1990.– *" La gestion des zones humides par le pâturage extensif"* Atelier Technique des Espaces Naturels, Ministère de l'environnement, 107 p.

LIONS, J., 1996.– *" L'environnement: un nouvel enjeu pour la profession agricole? Une analyse de l'opoération locale de protectiondes tourbières et des zones humides de l'Aubrac et du Lévezou "* Mémoire de maîtrise UTM, 135 p

MARTY, P., 1996.– *"La friche entre célébration et disparition, le cas des Hautes-Fagnes et du Lévezou"* JABDA XXXVIII p 199 à 229.

THOMAS, J., 1995.– "Des zones humides à redécouvrir: les tourbières" Revue de l'Agence Adour-Garonne p. 13 à 15.

ENGLISH ABRIDGED VERSION

The aims of this research project conducted by the GEODE laboratory (Geography of Environment), in collaboration with the Midi Pyrénées Regional Conservatory of Natural Spaces (ENMP), were to make a census and un an inventory of peat-bogs and marshy lands peatlands in the Aubrac and Levezou areas of Aveyron (France), and to ensure their conservation. The project included tnhe MAE scheme, a series of contracts signed by the state with local farmers,: an agro-environmental measure which, it is hopedfully, will favour the conservation and development of these areas by encouraging traditional grazing practices.

Indeed, in order to conserve peatbogs and natural meadows, it is imperative to combat intensive farming of these areas by prohibiting drainage, limiting the use of fertilisers and forbidding overgrazing; the natural meadows.

This agri-environmental measure is directed meant to at enable maintaining peatlands to be maintained and has been developed by fostering traditional pastoral practices. In order to preserve these peatlands and humid zones, one must fight against their intensification by banning draining, by limiting amendments and proscribing overgrazing. Therefore, Oone must thus fight against the disappearance of natural meadows and must be allowed to desappear or their be convertedion (? ?) into arable lands. However, Tthe project also aimed to prevent stop these areas becoming abandoned and overgrown, thus threatening the biodiversity of the region.: Iinstead, a rational organisation of grazing periods was proposed and some manual or mechanical clearing of certain meadows. The purpose of the state/farmer MAE contracts was to encourage extensive grazing while concurrently at the same time protecting sensitive flowering and nesting times by slightly adjusting ? the periods of mowving ?.

The project also included a sociological study of local farmers and how theyir perceive the peatlands in the form of a survey.

The originality of the project lies in the set-up of the working method set up.: the field work and evaluation carried out by a biogeographical scientist was used as the basis for elaborating the various contracts which would then be signed locallysigned by the locals. So, Tthe first stage consisted of informing farmers in the two regions concerned (the Aubrac and Levezou). The message was relayed by the director and technicians of ADASEA, by farmers' representatives and by a geographical expert, who was funded by the European LIFE-peatlands program. Various articles aimed at raising general public awareness of the need to conserve peatbogs and meadows were also published in the local press.

In a second stage, meetings with farmers were organised at the local *canton* level to enable project workers to raise awareness. I information was dissseminated through the local and specialised press, and specialised through farmers' unions, and a schedule of conditions for the 4 four types of contracts on offer was drawn up.

This operation led the signing of about Approximately 130 MAE applications were signed following this operation in the two regions concerned over the two-year period inof 1995/96. F and for the Levezou, for example, over 30 applications were processed, concerning a total of 250 peatbog and marshy areas. For the Aubrac and Levezou combined, 122 applications were successful in 1995-96, covering a total surface area of 900 hectars.

Source : MNHN

INSTRUCTIONS TO AUTHORS

Écologie, the journal of the Société Française d'Écologie, publishes works in all fields of ecology, basic or applied. Manuscripts should be written preferentially in French or English. The journal publishes also thesis abstracts, forum and books reviews.

Printed texts should not exceed 10 pages including figures, tables, bibliography and appendix. However, synthesis papers couldn't up to 15 printed pages. Exceptionally, longer manuscripts could be considered. Texts for thesis abstracts or forum should not exceed 2 printed pages, possibly with some figures and no references.

Manuscripts are submitted in triplicate (original manuscript plus 2 copies of text, figures, tables and appendix) in final form. They should be typed, double spaced, on one side of the A4 size paper (21 x 29.7 cm) with margin of 5 cm. Manuscripts should be divided into the following sequence. French could be written or rewritten by the redaction if necessary :

- the title written in French and English
- surname of author (s), full name and full adress or different addresses on a separate sheet
- an abstract of up to 800 signs written in French and English (it should be mentioned if it is an original or perfecting work)
- an abridged version up to 5,000 signs written in French and English
- the key words written in French and English
- a running title of up to 40 signs written in French and English the opposite language
- main text with evident subtitles and paragraphs, and mentioning into the margin, written in pencil, passages that can be printed in small types. No other typographic indication must be mentioned, excepted Latin name of organisms simple underlined, and the author's surnames double underlined. Author's surnames are typed in small letters.

Tables should be numbered in Roman numerals and should be ready for use as a plate by the printer, if necessary. Legends are written in French and English and are typed sequentially on a separate sheet.

Illustrations, drawings and photographs, are numbered in Arabic numerals and are made according to the journal format, anticipating reduction possibilities, especially concerning letters, numerals and symbols. Only original drawings are considered. Illustrations should not exceed format 40 x 30 cm and should be sent in flat form. Authors indicate in pencil the reduction percentage and number wanted for each illustration. Legends are written in French and English and are typed sequentially on a separate sheet.

The bibliography is presented as follows :

CHITTY, D., PIMENTEL, D. & KREBS, C.J., 1968.– Food supply of overwintering voles. *J. Anim. Ecol.*, 37 : 113-120.

ARTHUR, W., 1987.– *The niche in competition and evolution.* Wiley and Sons, Chichester : 175 p.

GARAY, I. & NATAF, L., 1982.– Microarthropods as indicators of human trampling in suburban forests. *In :* BORNKAMM, R., LEE, J.A. & SEAWARD, M.R.D. (eds), *Urban Ecology*, Blackwell Scientific Publications, Oxford : 201-207.

CLEMENT, B., 1987.– *Structure et dynamique des communautés et des populations végétales des landes bretonnes.* Thèse de Doctorat ès Sciences, Université de Rennes 1 : 320 p.

Manuscripts stored on computer (MS DOS or MACINTOSH) should be saved under ASCII form or with any standard word processing software. Mac Draw (Pict) or Illustrator (EPS) can be used for drawings. Authors should not submit texts saved under paginator and should not use 5"1/4 HD disks.

Manuscripts are sumitted with out the authors name and adress (blind refereeing) to two referees at least. Reviewing is about one month. Authors must answer to the comments of referees on a separate sheet. When the paper may be published after major revision, the corrected version is submitted to the referee again. The referree will received the paper as it is published.

Authors will receive only one set of proofs for checking. Proofs must be returned to the publisher within 8 days, including reprint's order (no reprints are sent free of charge to authors). If papers are not returned within the delay of 8 days, the publisher will check proofs and then no reprint could be ordered. Only typographic details should be corrected. Other corrections will not be considered. Any modification or addition will be charged to authors. Authors are required to bear the cost of photograph plates and to order them with reprint's order.

Thesis abstracts are typed mentioning in the following sequence : Author's surname and name, the title of thesis, the number of pages, kind of thesis, University, the day of thesis's defence, board members. Proofs of thesis abstracts are checked by the publisher. Texts for forum are directly published. However, the publisher keeps the right to recommend to authors some modifications that seem needed.

Source : MNHN

INSTRUCTIONS AUX AUTEURS

Écologie, revue scientifique de la Société Française d'Écologie, publie des travaux dans tous les domaines de l'écologie, aussi bien fondamentale qu'appliquée. Les articles sont rédigés de préférence en français ou en anglais. La revue publie aussi des résumés de thèses ainsi qu'une tribune libre et des analyses d'ouvrages.
La longueur d'un article, une fois imprimé, ne doit pas excéder 10 pages, figures, tableaux, bibliographie et annexes compris. Toutefois, dans le cas d'articles de synthèse, la longueur pourra atteindre 15 pages imprimées, tout compris. Exceptionnellement, des articles plus longs pourront être pris en considération. Les textes proposés pour la Tribune ne devront pas excéder l'équivalent de 2 pages imprimées, tout compris. Les résumés de thèses devront tenir en 2 pages imprimées, y compris d'éventuelles figures ; ils ne devront pas comporter de bibliographie.

Les manuscrits des articles seront fournis en 3 exemplaires (original + 2 copies du texte, des figures, tableaux et annexes) sous leur forme définitive. Ils devront être entièrement dactylographiés au recto de feuilles 21 x 29,7 cm avec double interligne et marge de 5 cm.
Ils devront comprendre, dans l'ordre :
• Le titre en français et en anglais ;
• Le nom du ou des auteurs avec les prénoms en toutes lettres et l'adresse complète, ou les différentes adresses si nécessaire, sur feuille séparée.
• Un résumé en français et un « abstract » en anglais de 800 signes chacun, au plus. Il devra être indiqué si l'article correspond à un travail original ou à une mise au point ;
• Une version abrégée de 5000 signes, en français et en anglais ;
• Les mots-clés en français et les « key-words », en anglais ;
• Une proposition de titre courant, en français ou en anglais, selon le cas, ne dépassant pas une quarantaine de signes ;
• Le texte proprement dit, avec mise en évidence des sous-titres et paragraphes et mention dans la marge, au crayon, des passages pouvant être composés en petits caractères. Aucune autre indication typographique ne devra être mentionnée, à l'exception des noms latins des organismes, soulignés d'un trait, et des noms d'auteurs, soulignés de deux traits. Les noms d'auteur seront écrits en minuscules.
Les tableaux, numérotés en chiffres romains, seront conçus pour pouvoir être clichés directement par l'imprimeur, le cas échéant.
Les légendes seront fournies en français et en anglais. Elles seront dactylographiées sur des feuilles distinctes, à la suite.

L'illustration, dessins et photographies, sera numérotée en chiffres arabes. Elle devra être conçue en tenant compte du format de la revue, en prévoyant des possibilités suffisantes de réduction, notamment en ce qui concerne les lettres, chiffres et symboles. Seuls les dessins originaux seront acceptés. Les illustrations ne devront pas dépasser le format 40 x 30 cm et être expédiées à plat, non enroulées. La réduction souhaitée pour chacune d'elle sera indiquée au crayon, ainsi que la numérotation. Les légendes seront fournies en français et en anglais. Elles seront dactylographiées sur des feuilles séparées, à la suite.

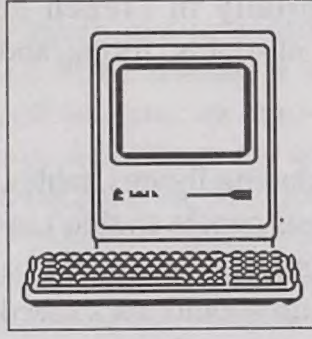
La bibliographie sera présentée conformément aux modèles suivants :

CHITTY, D., PIMENTEL, D. & KREBS, C.J., 1968.– Food supply of overwintering voles. *J. Anim. Ecol.,* 37 : 113-120.

ARTHUR, W., 1987.– *The niche in competition and evolution.* Wiley and Sons, Chichester : 175 p.

GARAY, I. & NATAF, L., 1982.– Microarthropods as indicators of human trampling in suburban forests. *In :* BORNKAMM, R., LEE, J.A. & SEAWARD, M.R.D. (eds), *Urban Ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford : 201-207.

CLÉMENT, B., 1987.– *Structure et dynamique des communautés et des populations végétales des landes bretonnes*. Thèse de Doctorat ès Sciences, Université de Rennes 1 : 320 p.



Les articles saisis sur micro-ordinateur (MS.DOS ™ ou MACINTOSH™) devront être enregistrés en ASCII ou sous un traitement de texte classique. Les illustrations de type Mac Draw™ ou Illustrator™ peuvent être utilisées.
Ne pas envoyer de texte sous paginateur ni de disquettes 5'1/4 ***de type HD****.*

Les manuscrits sont soumis, sous forme anonyme, à un minimum de deux referees. La durée d'analyse demandée aux referees est d'un mois. En cas de demande de révision majeure (cf. formulaire d'analyse), la version corrigée est envoyée aux referees pour vérification. L'article est envoyé aux referees dès sa publication.

Les auteurs recevront un seul jeu d'épreuves pour correction. Elles devront être retournées à la Rédaction dans un délai de huit jours, accompagnées de la commande de tirés-à-part (il n'est pas fourni de tirés-à-part gratuits). Faute d'un retour dans ce délai, la Rédaction procédera à la correction des épreuves et il ne sera pas commandé de tirés-à-part. Seules les erreurs typographiques devront être corrigées ; aucune correction d'auteur ne sera acceptée. En tout état de cause, toute modification (ou addition) sera facturée à l'auteur. Les frais de clichage des photographies sont à la charge de l'auteur (le cas échéant, en spécifier la commande en même temps que celle des tirés-à-part).
Les résumés de thèses devront être dactylographiés en indiquant, dans l'ordre : le nom et le prénom de l'auteur, le titre de la thèse, son nombre de pages, le type de thèse, l'Université, la date de soutenance, la composition du jury. Les épreuves des résumés de thèses sont corrigées par la Rédaction.

Les textes proposés pour la Tribune sont en principe publiés directement. Toutefois, la Rédaction se réserve le droit de conseiller aux auteurs les améliorations qui lui semblent nécessaires.

Adhésion à la Société Française d'Écologie/Price for SFE Members (Exclusively)

(Personne physique)	Cotisation & Lettre de la S.F.E.	Cotisation & Lettre SFE + Écologie
FRANCE & C.E.E	200,00 F	450,00 F
ETRANGER hors CEE	200,00 F	500,00 F
Étudiants, Stagiaires étrangers	50,00 F	190,00 F

Abonnement 1997 à Écologie Vol. 28 (1) au Vol. 28 (4)
(Personne morale) **Numéro de Commission Paritaire : 50062**

Tous nos tarifs s'entendent en ***francs français, frais de port inclus.***
Subscriptions are accepted for calendar year only - Cancellations are not accepted - Trimestrial

Prix public	**H.T**	**T.V.A. 2,1 %**	**TOTAL TTC**
FRANCE	535,00 F	11,23 F	546,23 F
CEE	535,00 F		535,00 F
ETRANGER hors CEE	567,00 F		567,00 F

Agence d'abonnement & librairie Française : remise 10 % (sur prix public HT)

	H.T	**T.V.A. 2,1 %**	**TOTAL TTC**
FRANCE	481,50 F	10,11 F	491,61 F
CEE	481,50 F	10,11 F	491,61 F
ETRANGER hors CEE	510,00 F	10,71 F	520,71 F

Agence d'abonnement & librairie CEE et hors CEE : remise 10 % (sur prix public HT)

Adresse de livraison	**H.T**	**T.V.A. 2,1 %**	**TOTAL TTC**
FRANCE	481,50 F	10,11 F	491,61 F
CEE	481,50 F		481,50 F
ETRANGER hors CEE	510,00 F		510,00 F

SOCIÉTÉ FRANÇAISE D'ÉCOLOGIE
c/o M. ECHAUBARD,
Laboratoire de Zoologie-Institut National Agronomique
16, rue Claude-Bernard - 75231 Paris cedex 05
Tél. 33-1-44.08.18.22. - Télécopie : 33-1-44.08.18.56.
C.C.P. 30 279 62 D LA SOURCE

Les correspondances concernant la revue devront être adressées directement à :

Dr Patrick SILAN Revue ÉCOLOGIE
CNRS - Station Méditerranéenne de l'Environnement Littoral, 1 Quai de la Daurade, 34200 Sète FRANCE
Tél. 33 (0) 4 67 46 33 94 ou 33 (0) 6 07 84 34 85
Télécopie (Fax) 33 (0) 4 67 46 33 99
(from abroad 33 4 67... or 33 6 07...)
mail to:silan@univ-montp2.fr

Société Française d'Écologie et revue ECOLOGIE :
http://home.worldnet.fr/ecologie/
Courrier électronique : écologie@worldnet.fr

IMPORTANT : *Les cotisations et les abonnements doivent être payés directement et de façon impersonnelle à la* ***SOCIÉTÉ FRANÇAISE D'ÉCOLOGIE.***

Imprimerie Louis-Jean - 05003 Gap

Dépôt légal n° 5 - Janvier 2000

BIBL. DU MUSÉUM PARIS

Source : MNHN

Source : MNHN

SOMMAIRE

ÉCOLOGIE

— TOME 30 - N° 1 —
Mars 1999

Ilnicki, P.– L'utilisation des tourbières dans le moyen-ouest polonais **9**
Michel J.-C., Riviere, L.-M. & Bellon-Fontaine, M.-N.– Effet de la teneur en eau sur la mouillabilité des tourbes **13**
Williams, B.L., Silcock, D.J. & Young, M.E.– Interactions Azote-Phospore dans la tourbe . **19**
Grosvernier, P.-R., Matthey, Y., Buttler, A. & Gobat, J.-M.– Caractérisation des tourbes provenant d'histosols perturbés par différentes activités humaines (drainage, extraction de tourbe, agriculture) **23**
Pasca, D. & Kiss, S.– Propriétés physico-chimiques et enzymatiques dans une tourbière eutrophe cultivée de Roumanie **33**
Petal, J.– Aménagement de tourbières : minéralisation de l'azote et du carbone et structures biotiques **39**
Gilbert, D., Francez, A.-J., Amblard, C. & Bourdier, G.– Les communautés microbiennes à la surface des tourbières à sphaignes : de bons indicateurs des perturbations d'origine anthropiques ? **45**
Boudreau, S. & Rochefort, L.– Établissement de sphaignes réintroduites sous diverses communautés végétales recolonisant les tourbières après l'exploitation **53**
Laggoun-Défarge, F., Bourdon, S., Guillet, B. & Maman, O.– Nature et mode de dégradation de la matière organique dans le marécage tourbeux de Tritrivakely (Madagascar). Application à la reconstitution de l'environnement durant les derniers 2300 ans **63**
Kreshtapova, V. N. & Matukhina, V.G.– Les tourbières naturelles et cultivées de Russie en tant que paysages géochimiques **67**
Nagy, B.R. & Warner, B.G.– Changements récents dans une tourbière bombée dégradée du Sud de l'Ontario, Canada **71**
Briane, G.– Gestion et protection des tourbières du sud du Massif Central (Aubrac-Lévezou) .. **79**

CONTENTS

Ilnicki, P.– Peatland utilization in mid-western poland **9**
Michel J.-C., Riviere, L.-M. & Bellon-Fontaine, M.-N.– Effects of water content on the wettability of peats **13**
Williams, B.L., Silcock, D.J. & Young, M.E.– Nitrogen-phosphorus interactions in peat ... **19**
Grosvernier, P.-R., Matthey, Y., Buttler, A. & Gobat, J.-M.– Characterization of peats from histosols disturbed by different human impacts (drainage, peat extraction, agriculture) **23**
Pasca, D. & Kiss, S.– Physico-chemical and enzymological properties of a Romanian eutrophic peatland under agricultural use **33**
Petal, J.– Managed fens : N and C mineralization and biotic structures **39**
Gilbert, D., Francez, A.-J., Amblard, C. & Bourdier, G.– The microbial communities at the surface of the Sphagnum peatlands: good indicators of human disturbances? **44**
Boudreau, S. & Rochefort, L.– Colonization success of reintroduced *Sphagnum* under different pioneer vegetation in cut-over peatlands **53**
Laggoun-Défarge, F., Bourdon, S., Guillet, B. & Maman, O.– Nature and degradation mode of organic matter in Tritrivakely peaty marsh (Madagascar). Application to environmental reconstruction during the last 2300 years **63**
Kreshtapova, V. N. & Matukhina, V.G.– Natural and agricultural peatlands of Russia as geochemical landscapes **67**
Nagy, B.R. & Warner, B.G.– Recent change in a degraded raised bog in southern Ontario, Canada **71**
Briane, G.– Management and protection of peatlands in south massif central (France) **79**

ÉCOLOGIE **est indexée dans les bases de données BIOSIS, Pascal et Cambridge Scientific Abstracts (Animal behavior, Ecology, Entomology, Oceanic et Water Ressources Abstracts)**

Source : MNHN